

# Ekologiska konsekvenser av oljeskador på Östersjön; Finlands nationella handlingsplan

Heta Rousi och Harri Kankaanpää (red.)





# Ekologiska konsekvenser av oljeskador på Östersjön; Finlands nationella handlingsplan

**Heta Rousi och Harri Kankaanpää (red.)**



S Y K E

MILJÖFÖRVALTNINGENS ANVISNINGAR 6sv | 2012  
Finlands miljöcentral (SYKE)

Ombrytning: Ritva Koskinen  
Pärbild: Miljöförvaltningens bidbank, Jouko Pirttijärvi

Publikationen finns tillgänglig på internet:  
[www.miljo.fi/publikationer](http://www.miljo.fi/publikationer)

ISBN 978-952-11-4130-0 (PDF)  
ISSN 1796-1653 (online)

## TILL LÄSAREN

Målgruppen för denna plan är forskare och myndigheter som deltar i konsekvensstudier om oljeskador i Finland och i synnerhet de parter som ansvarar för att inleda sådan verksamhet. Planen fungerar även som källmaterial om de kända konsekvenserna av mineraloljor samt som ett exempel på organiseringen av ekologiska konsekvensstudier. I rapporten används termen "oljeskada" som beskrivning av såväl oavsiktliga som avsiktliga marina utsläpp av mineraloljor.

Planen ska tas i bruk i situationer då miljömyndigheterna (SYKE) bedömer att en oljeskada på havet hotar den marina naturen betydligt. I sådana fall har i allmänhet tiotals, hundratal eller rentav tusentals kubikmeter olja hamnat i havet eller så är naturen som hotas av oljan särskilt känslig för oljans effekter. Enheten som ansvarar för bekämpningen av miljöskador och personen som ansvarar för den ekologiska handlingsplanen som presenteras häri bedömer gemensamt behovet av att vidta åtgärder enligt planen från fall till fall. Parterna som nämns i planen har muntligt förbundit sig att följa förhållningsreglerna som beskrivs häri.

I del B i planen beskrivs praktiska åtgärder i händelse av betydande oljeutsläpp.

Helsingfors den 15 mars 2012

Upphovsmän: Heli Haapasaari, Martti Hario, Meri Hietala, Kirsten Jørgensen, Harri Kankaanpää, Kari Lehtonen, Erkki Leppäkoski, Ulla Luhtasela, Kaarina Lukkari, Minna Ronkainen, Heta Rousi, Pirjo Sainio, Riikka Venesjärvi, Niina Viitala, Pekka Vuorinen

Version 1.0

Uppdaterade versioner anges här (uppdateringarna finns på webbadressen <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=202&lan=fi>).



## INNEHÅLL

<b>Till läsaren</b> .....	3
<b>DEL A</b> .....	7
<b>1 Inledning</b> .....	9
<b>2 De som utarbetar planen och beredskapsgruppens allmänna sammansättning</b> .....	11
<b>3 Bakgrund</b> .....	13
3.1 Östersjöns sårbarhet till följd av en oljeskada .....	13
3.2 Konsekvenserna av oljeskador .....	13
3.3 Observation av oljeskador och straffrättslig förundersökning .....	15
3.4 Oljeuppföljning och ackumulering av PAH-föreningar i Östersjön .....	16
3.5 Oljans sammansättning, natur och omvandling .....	18
3.6 Sedimentering av kolväteföreningar med ursprung i olja.....	19
3.6.1 Oljeegenskapernas inverkan på sedimenteringen .....	21
3.6.2 Bottenkvalitetens inverkan på oljans bioackumulering, och syreförbrukningen orsakad av oljan.....	22
3.7 Oljans kemiska och mikrobiologiska omvandling .....	22
3.8 Oljans fysiologiska konsekvenser och påverkande komponenter.....	25
3.9 PAH-föreningarna i olja och effekterna på människans hälsa .....	26
3.10 Organismer lämpliga för konsekvensstudier och deras utbredning .....	27
3.10.1 En oljeskadas konsekvenser för den marina miljön.....	27
3.10.2 Valet av indikatororganismer .....	29
3.10.3 Vattenväxter och alger .....	30
3.10.4 Växtplankton.....	31
3.10.5 Djurplankton.....	31
3.10.6 Fiskar .....	32
3.10.7 Bottenfauna .....	32
3.10.8 Sälar .....	33
3.10.9 Fåglar .....	33
3.10.10 Arternas spridningsmönster .....	34
3.11 Data från kemiska analyser .....	36
<b>DEL B</b> .....	37
<b>4 Agerande vid oljeskadesituationer</b> .....	39
4.1 Ansvarsfördelning i utredning av ekologiska konsekvenser vid oljeskador .....	41
4.1.1 Upprätthållandet av beredskapsnivån inom ÖVA-verksamheten...42	
4.2 Stödverksamhet .....	46
4.2.1 Den tillgängliga provtagningsutrustningen inom olika marina regioner.....	46
4.2.2 Allmänna synpunkter om provtagningsfartyg .....	50
4.3 Inriktning av provtagning med hänsyn till tid och plats .....	51
4.4 Provtagningens frekvens och varaktighet .....	52
4.5 Provtagning av havsvatten .....	53
4.5.1 Utvärdering av resultaten från havsvattenprover.....	54

4.6 Straffrättslig oljeprovtagning och analysmetod .....	56
4.7 Ämnen som sedimenteras .....	59
4.7.1 Insamling av sedimentprover .....	59
4.8 Bottenfaunaprovtagning .....	60
4.9 Planktiska prover .....	62
4.10 Övrig provtagning för utredning av konsekvenser för organismer .....	62
4.11 Insamling av fiskprover .....	63
4.11.1 Praktiska anvisningar för provtagning av fiskar för kemiska analyser .....	63
4.11.2 Praktiska anvisningar för provtagning av fiskar för organoleptisk analys .....	64
4.12 Fiskars användbarhet som livsmedel .....	65
4.13 Reaktionen på molekyl- och cellnivå .....	66
<b>5 Utvärdering av den kemiska och ekologiska statusen i vattenmiljö</b> .....	68
5.1 Kemiska analyser .....	68
5.1.1 Analys av PAH-föreningar och alifatiska kolväten .....	68
<b>6 Upprättandet av en helhetsbedömning av konsekvenserna</b> .....	70
<b>7 Rapportering och information</b> .....	72
7.1 RASFF – ett europeiskt system för snabb varning .....	72
<b>8 Kostnadstäckning</b> .....	73
<b>DEL C</b> .....	77
<b>9 Behov av ytterligare utredning</b> .....	79
9.1 Analys av basnivån på oljekolväten och biologiska reaktioner hos utvalda organismer 2013 eller 2014 .....	79
9.2 Bakgrundshalter på havsvattnet längs kusten .....	79
9.3 Kostnadsberäkning .....	80
<b>10 Tack</b> .....	81
<b>Källor</b> .....	82
<b>Bilaga I</b> .....	87
<b>Presentationsblad</b> .....	90



DEL A



# 1 Inledning

*Heta Rousi, Heli Haapasaari, Harri Kankaanpää*

Finlands miljöcentral (SYKE) och miljöministeriet (MM) startade våren 2011 ett projekt för att upprätta en nationell utrednings- och handlingsplan om oljans ekologiska konsekvenser i Finlands marina region. Planen utgör i första hand beredskap inför oljeskadesituationer. Behovet av att upprätta handlingsplanen utgår från Helsingforskommissionens (HELCOMs) rekommendation (HELCOM Recommendation 12/9, [http://www.helcom.fi/Recommendations/en\\_GB/rec12\\_9/](http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/rec12_9/)). HELCOMs rekommendation är indelad i fem delar och vad gäller utredningsplanen och uppföljningsstudierna bör dessa delar innehålla följande: 1. organisering av utredningsarbetet, 2. fysiska och kemiska studier, 3. ekologiska studier, 4. studier av fiskbeståndet och 5. dokumentation. (I dessa anvisningar behandlas dock inte dokumentation på djupet, utan respektive ÖVA-organisation ansvarar själv för delrapporteringen av sina utredningsresultat och resultaten från delrapporterna sammanställs i en slutrapport.)

I inrikesministeriets katastrofplan (inrikesministeriet 2008) konstateras att förhandsberedskapen måste förbättras med tanke på marina fartygsoljeolyckor. Finlands beredskap inför oljebekämpning är god, men inte tillräcklig. I förhandsberedskapen ingår förutom att utveckla bekämpningen även att på nationell nivå planera studien av hur oljan påverkar ekosystemet. I Finland sker cirka 2 000 oljeläckage per år, varav majoriteten är små skador på land.

Idag transporteras årligen ungefär 150 miljoner ton olja i Finska viken, och transportmängderna förutspås öka till över 260 miljoner ton de närmaste åren när Rysslands nya oljeterminal- och oljeledningsprojekt blir verklighet. Oftast orsakas fartygsoljeskador av att fartygets eget bränsle släpps ut i havet på grund av ett haveri. Efter en oljeolycka försöker man med hjälp av oljebekämpningsutrustning hindra att det uppstår fler skador och ta bort oljan som flyter på vattenytan innan den hinner förstöra stränderna.

Tidigt på våren 1979 inträffade en fartygsolycka med M/T Antonio Gramsci i Ventspils i Lettland. Olyckan påverkade Finland och därför infördes ett ekologiskt oljeutrednings och -räddningsprogram för att utreda oljeskadesituationer. Programmet innehåller värdefull information, men programmet är delvis föråldrat särskilt vad gäller organisationsstrukturer och utredningsmetoder. I takt med att utredningsmetoderna har utvecklats har också kunskapen om oljans beteende i naturen samt ekosystemets sårbarhet och reaktioner ökat och blivit mer precis.



Putsning av tallolja på stranden (Foto: Jouko Pirttijärvi/SYKE).

## 2 De som utarbetar planen och beredskapsgruppens allmänna sammansättning

*Heta Rousi, Harri Kankaanpää, Heli Haapasaari*

För att utarbeta handlingsplanen för ekologiska konsekvenser av oljeskadesituationer på Östersjön satte man ihop en nationell expertgrupp bestående av sakkunniga från branschen. I denna kärngrupp av forskare och myndighetspersoner fanns representanter från följande organisationer: SYKE (ansvarig part), miljöministeriet (övervakning av beredningen), Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet (VFFI), Livsmedelssäkerhetsverket Evira, Helsingfors Universitet (HU), Åbo Akademi (ÅA) och Centralkriminalpolisen (CKP).

Gruppen som utreder oljans ekologiska konsekvenser (**ÖVA-gruppen**) utgörs av parter med anknytning till verksamheten som utreder de egentliga ekologiska konsekvenserna: SYKE, VFFI, Evira, HU och ÅA. ÖVA-gruppen ansvarar för åtgärder i samband med utredningen av oljans ekologiska konsekvenser (**ÖVA-verksamheten**).

I en oljeskadesituation samarbetar ÖVA-gruppen med flera intressentgrupper bestående av parter som utför fartygsunderhåll samt analys-, provtagnings- och fältexperter. I nätverket för fartygsverksamhet ingår gränsbevakningsväsendet, marinen, Sjöräddningssällskapet (SAR), Helsingfors Universitet (Tvärminne Zoologiska Station) och SYKE (forskningsfartygen Muikku och Aranda). Vad gäller provtagnings- och fältverksamheten har kärngruppen kontakt med WWF:s representant samt SYKEs och Forststyrelsens fältaktörer. Inom analysverksamheten samarbetar man bland annat med SYKEs laboratorium, MetropoliLab (och eventuella andra underleverantörer inom laboratoriebranschen) och Centralkriminalpolisens brottstekniska laboratorium, varifrån ÖVA-gruppen får uppgifter om oljans kemiska profil.

Schemat nedan beskriver de allmänna principerna enligt vilka myndigheterna samverkar i samband med oljeskador (Bild 1). I schemat nämns även bekämpningsåtgärder, även om de inte omfattas av denna plan. **En detaljerad verksamhetsmodell för utredningen av ekologiska konsekvenser finns i verksamhetsdelen i kapitlet 4 och 4.1. (bilderna 3, 4 och 5).** Bild 3 beskriver verksamheten steg för steg och bilderna 4 och 5 ger en överblick över ÖVA-verksamhet vid oljeskador.

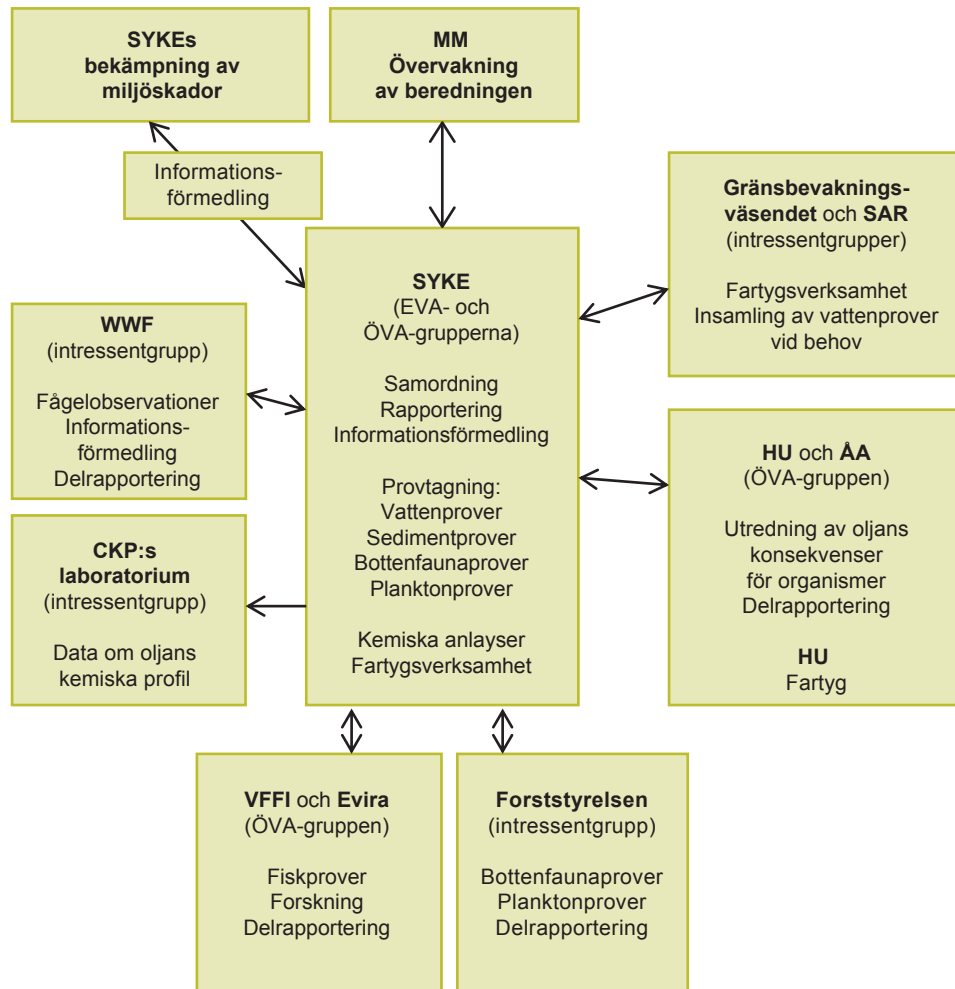


Bild 1. ÖVA-gruppens och intressentgruppernas allmänna sammansättning och ansvarsområden. (ÖVA-gruppen = hela gruppen som utreder oljans konsekvenser och EVA = SYKEs interna beredningsgrupp som ansvarar för ÖVA-verksamheten.)

## 3 Bakgrund

### 3.1

### Östersjöns sårbarhet till följd av en oljeskada

*Heta Rousi, Heli Haapasaari*

Östersjön har på grund av sina egenskaper (det bräckta vattnet, klimatförhållandena, slutenheten/den långsamma vattenväxlingen, de splittrade kusterna, den unika biotan) klassificerats som ett särskilt känsligt havsområde och oljeföreningar påverkar Östersjöns känsliga ekosystem negativt. Miljöskyddslagen för sjöfarten (1672/2009) förbjuder utsläpp till vatten av olja eller oljehaltig blandning. Bräckt vatten är en utmanande miljö för många organismer och framför allt i Östersjöns bottenekosystem på det öppna havet lever endast ett fåtal arter. Organismerna erbjuder ekosystemet en funktionell buffertförmåga och i samhällen med få arter kan det faktum att endast en funktionellt viktig art försvinner förändra hela ekosystemet.

På grund av vår splittrade kust kan flera hundra kilometer strandlinje förorenas vid en stor oljeskada om man inte lyckas bekämpa oljan på det öppna havet och stoppa den vid kusten innan den flyter in till stranden.

### 3.2

### Konsekvenserna av oljeskador

*Heta Rousi, Erkki Leppäkoski, Riikka Venesjärvi*

Nedan beskrivs oljeskador som har inträffat på Östersjön och de konsekvenser som dessa har medfört.

I maj 1969 förliste M/T Palva i Kökars skärgård i västra Finland. I samband med oljeskadan hamnade 120–150 ton rysk råolja i havet och spreds i ett 200 km stort område (Leppäkoski 1973). De steniga stränderna, sjögången och de kraftiga strömmarna i området bidrog till att oljan spolades ut (Mustonen och Tulkki 1972). Spår av olja observerades även i sediment. Vissa arter av kräftdjur försvann temporärt från området efter oljeskadan och de kemiska saneringsåtgärderna. Direkt efter oljeskadan observerades döda fiskar och andra döda organismer i strandzonen (Pelkonen och Tulkki 1972). Uppskattningsvis dog 25–33 procent av det häckande ejderbeståndet (*Somateria mollissima*) i det förorenade området 1969 (Soikkeli och Virtanen 1972). Ekosystemet i Kökars skärgård lyckades uppenbarligen återhämta sig ganska snabbt från olyckan med Palva (Pelkonen och Tulkki 1972). Ett år efter oljeskadan var dock oljans utbredningsområde detsamma, endast mängden hade minskat. Alla effekter på biota från oljeskadan eller dess långvariga konsekvenser upptäcktes dock troligtvis inte på grund av de knapphändiga utredningarna (Mustonen och Tulkki 1972).

I oktober 1977 grundstötte M/T Tsesis i Södertälje skärgård i Sverige, i norra delen av Östersjöns huvudbassäng. Under några dagar läckte cirka 1 100 ton bränn-



olja ut i havet, varav cirka 400 ton blev kvar i skärgården efter saneringsåtgärderna (Lindén 1979). Oljeskadan fick allvarliga konsekvenser för ekosystemet i området. Oljan sedimenterades (bäddades in i bottenmaterialet) snabbt och inverkade skadligt på framför allt bottenfaunan. I synnerhet östersjömusslans (*Macoma balthica*) halter av oljekolväten steg anmärkningsvärt mycket (Elmgren m.fl. 1979). Förmågan hos områdets blåmusslor (*Mytilus trossulus*) att binda till ytor med hjälp av byssustrådar försämrades (Lindén och Foberg 1979), och man observerade även att oljan hade betydlig påverkan på bottenfaunan i blåstångzonen (*Fucus* spp) (Notini 1979). Man räknade med att det skulle ta 2–3 år för ekosystemet i området att återhämta sig (Lindén m.fl. 1979). De sedimenterade oljekolvätena från olyckan kan dock ha haft en subletal, långsiktig inverkan på områdets biota.

Tankfartyget M/T Antonio Gramsci grundstötte utanför Lettlands kust i februari 1979. Omkring 5 000–6 000 ton råolja läckte ut i havet. Oljan drev omkring i norra Östersjön två till tre månader innan den flöt in i Stockholms och Ålands skärgård. Tack vare årstiden, vädret och den fördelaktiga vindriktningen kunde en stor oljekatastrof undvikas (Pfister 1980). Vädernedbrytningen (oljans omvandling) som pågått sedan länge minskade också oljans skadliga konsekvenser. Det observerades att oljan som drev omkring tydligt påverkade bland annat strandzonens bottenfauna (Bonsdorff 1980) och vattenvegetationen (Suomalainen 1980). Oljeföreningarna orsakade troligtvis också missbildningar hos fiskyngel (Parmanne och Axell 1980). Dessutom orsakade oljan avsevärd skada för de ejdrar (*Somateria mollissima*) som började häcka i Lågskär i april. Gråsälarna (*Halichoerus grypus*) klarade sig från oljans inverkan eftersom de fick ungar på våren 1979 öster om oljeskadeområdet, i Finska vikens mynning (Stenman 1980). Oljeföreningar blev kvar i havet och i sedimentet, och komponenter från dem ackumulerades i ekosystemet och orsakade eventuellt subletala långvariga effekter.

I augusti 1984 stötte M/A Eira på grund i Kvarken i Bottniska viken. Cirka 200 ton tung brännolja spred sig på ett 1 500 km stor område vid kusten och i den marina regionen på den finländska sidan av Kvarken (Nyman m.fl. 1987). Oljans inverkan på ekosystemet bredde ut sig på ett betydligt större område än den synliga oljeföreningen lät förstå. Även bekämpningsarbetet misslyckades på grund av bommarna och de hårda stormvindarna. Från Eira fanns det efter oljeskadan små mängder oljeföreningar i sedimentproven och hösten då skadan inträffade ackumulerades höga halter av dessa föreningar i östersjömusslor (Nyman m.fl. 1987). Siken (*Coregonus lavaretus*) och strömmingen (*Clupea harengus membras*) försvann tillfälligt från området, och hos strömmingens och smörbultens (*Gobiidae*) planktiska yngel observerades missbildningar och ynglen var ovanligt små (Hudd m.fl. 1987). Oljan hade även direkta effekter på områdets bestånd av vattenfåglar (Pahtamaa m.fl. 1987). Fåglarna som var försvagade av oljan lockade havsörnarna (*Haliaeetus albicilla*), som utsattes för oljans skadliga effekter genom att de svalde den. Undersökningar visade att oljeskadornas miljökonsekvenser blev mindre än befarat, även om man aldrig lyckades klargöra de långvariga effekterna under den tre år långa studien (Koivusaari 1987).

Tankfartyget M/T Antonio Gramsci grundstötte även i närheten av Borgå fyr, i Finska viken i februari 1987. Då hamnade 570 ton råolja i havet, vilket bland annat fick lokala konsekvenser för fiskfångsten då laxryssjor förorenades. Skadorna för områdets fågelsamhällen var små eftersom oljan spred sig till stranden mittemot platsen där fåglarna uppehöll sig.

Av de allvarliga oljeskador som har inträffat på oceanen kan nämnas oljetankfartyget Exxon Valdez förlisning i ett rev i det nordliga Prince William-sundet i Alaska i mars 1989. Olyckan inträffade i det arktiska området och är en av världshistoriens mest förödande oljeskador. Klimatet i olycksområdet liknar det i Östersjöregionen, men den biotiska och abiotiska miljön är annorlunda framför allt på grund av salthalten och tidvattnet.



Vid olyckan med oljetankfartyget Exxon Valdez förorenade cirka 42 000 m<sup>3</sup> råolja minst 1 990 kilometer av det naturliga strandekosystemet (Peterson m.fl. 2003). Oljeskadan orsakade massdöd bland områdets havsdjur. Uppskattningsvis dog 250 000 vattenfåglar, 1 800 havsuttrar (*Enhydra lutris*) och 300 knubbsälar (*Phoca vitulina*) direkt efter olyckan. Utöver de akuta dödsfallen orsakade olyckan långvariga, mer än tioåriga, subletala förändringar i ekosystemet. Förändringarna framträdde hos olika djurgrupper såsom fiskar, havsuttrar och fåglar i form av missbildningar, störningar i fortplantningsförmågan och ökad sannolikhet att lättare bli ett byte (Peterson m.fl. 2003). De kollapsade bestånden av puckellax (*Oncorhynchus gorbuscha*) och stillahavs-sill (*Clupea pallasii*) orsakade ekonomiska svårigheter för fiskare.



Strand som förorenats med olja (Foto: Jouko Pirttijärvi/SYKE).

### 3.3

## Observation av oljeskador och straffrättslig förundersökning

Niina Viitala, Heli Haapasaari

När olja hamnar i vattnet börjar den sprida sig som ett tunt skikt och driver omkring påverkad av strömmar och vindar. Vid oljeskador är det viktigt för bekämpningsarbetet att få aktuella underrättelser om oljans spridning och var oljebältet är som tjockast. Lägesbilden fylls i från många olika informationskällor, men gränsbevakningsväsendets Dornier-övervakningsflygplan, som har försetts med miljöövervakningsinstrument, har en central roll. Med dessa instrument går det att observera oljebälten upp till 20 sjömil bort från flygplanets rutt. Med instrumenten kan observationer göras även i dåligt väder och nattetid. För att fastställa oljeskadans omfattning och oljans positionering kan man också använda gränsbevakningsväsendets helikoptrar samt

satellitbilder. Oljebekämpningsfartygen har också instrument för att fastställa oljebältets omfattning, men mätavståndet med dessa instrument är så litet att man vid en oljeskada inte kan kartlägga hela det oljeförorenade området med dem.

Gränsbevakningsväsendets luftfarkoster spelar en central roll för provtagningen och utredningen vid observationer även av mindre marina oljeskador. Vid marina oljeskador har gränsbevakningsväsendet rätt att påföra en administrativ oljeutsläppsavgift för fartyg som släpper ut mineralolja inom Finlands ekonomiska zon. Avgiftens storlek fastställs enligt fartygets bruttovolym och utsläppsmängd baserat på tabellen i anknytning till miljöskyddslagen för sjöfarten. Förundersökningen av fartygsoljeskador är koncentrerad till Västra Finlands sjöbevakningssektion i Åbo.

För att en administrativ oljeutsläppsavgift ska kunna utdömas måste man bekräfta att oljan i havet är mineralolja. I Centralkriminalpolisens brottstekniska laboratorium kan man genom oljeprov fastställa vilken typ av olja som har hamnat i naturen: lätt eller tung brännolja, råoljebaserad eller syntetisk smörjolja, vegetabilisk olja osv.

I den straffrättsliga förundersökningen ska eventuella orsaker till oljeskadan utredas. Det är väsentligt för undersökningen om oljeskadan är förenad med uppsåt eller oaksamhet. Utsläppskällan utreds genom en teknisk undersökning. Gränsbevakningsväsendet eller polisen tar oljeprov både från havet och eventuella utsläppsobjekt, och proverna skickas till Centralkriminalpolisens brottstekniska laboratorium. Med hjälp av oljeanalyser utreds vilken typ av olja det är fråga om och huruvida utsläppsprovet från naturen och jämförelseprovet från ett eventuellt utsläppsobjekt har samma källa.

Det är bråttom med provtagningen eftersom oljans sammansättning hela tiden ändras i naturen på grund av olika faktorer.

I samband med en fartygsoljeskada är det för bekämpningen viktigt att direkt när oljeskadan har inträffat få reda på oljans fysikaliska egenskaper, vilken typ av olja det är fråga om (bl.a. densitet, viskositet, stelningspunkt, vattenhalt, vaxhalt) och hur oljan omvandlas ("vädernedbrytning", emulgering, avdunstning, viskositetens förändring) i vatten.

Oljeprov från oljeskadefartygets tankar ska förvaras i kontrollerade förhållanden.

När olja förorenar stränder, egendom och anläggningar kan det vara nödvändigt att analysera och jämföra oljan från oljeskadefartyget och oljan som har förorenat ett visst objekt – denna information behövs till skadeståndsansökan.

Genom ovan nämnda förundersökningsåtgärder kan ÖVA-gruppen få tillgång till uppgifter om kvaliteten (den kemiska profilen) för oljeutsläpp som orsakar en fartygsoljeskada.

### 3.4

## **Oljeuppföljning och ackumulering av PAH-föreningar i Östersjön**

*Harri Kankaanpää, Kaarina Lukkari*

I Finland ansvarar SYKEs havscentrum för uppföljningen av oljehalterna på Östersjöns öppna hav. Målmatriisen är havets ytvatten (ytans underskikt). För andra medium följer man inte upp den totala oljehalten eller halterna av enskilda ämnen med ursprung i olja. De tidigaste finländska observationerna av oljeföreningar i havets ytvatten är från 1977. Observationerna från 1970- och 1980-talen gjordes i huvudsak på våren eller sommaren, men från och med 1990-talet har oljeuppföljningar även genomförts vintertid. Mätningarna görs med en ackrediterad metod som baseras på Internationella oceanografiska kommissionens (IOC:s) protokoll. Metoden går ut på att man extraherar kolväteföreningar från havsvatten till hexan och mäter hexanex-





Lyftning av Janra fartyget i Ålands vattenområde år 2001 (Foto: Gränsbevakningsväsendet).

traktets fluorescens med ett våglängdsområde som är typiskt för råolja. Som resultat av denna enkla, känsliga och kostnadseffektiva metod får man fram havsvattnets totala halt av löslig och nedbruten olja. Metoden anger alltså inte från vilka aromatiska kolväten fluorescensen som ska mätas kommer från. I idealfallet granskas summaparameterresultatet från denna metod tillsammans med mätresultaten från separata analyser av aromatiska kolväten i havsvattnet.

Kolvätehalten i Östersjöns ytvatten har konstaterats vara högre på vintern än sommaren. Detta beror bland annat på att ljus och värme främjar nedbrytningen, avdunstningen och den mikrobiologiska omvandlingen (Pikkarainen och Lemponen 2005). De senaste åren har de totala oljehalterna i ytans underskikt i Östersjön varit mycket små på sommaren (0,1–0,3 µg l). På vintern är motsvarande halter större (0,4–0,8 µg l). Observationer gjorda under vintern är på grund av den mindre felmarginalen mer pålitliga än observationer från sommaren. Den tidsmässiga variationen i oljehalten är analog med variationen i näringsämneshalten: vintervärdena ger bäst information om oljehalternas utveckling. Av dessa anledningar kommer den relativa andelen vinterobservationer i uppföljningen av oljehalterna troligtvis att öka i fortsättningen.

Det finns inga data om oljehalterna i Finlands kustområden från HELCOMs uppföljning, men ett omfattande nätverk av stationer inom Östersjöregionen, bortsett från Östersjön söder om Gotland, har samlat in data om det öppna havet. Generellt sett är de nuvarande (år 2012) oljehalterna i ytans underskikt små. Som kontaminationsgräns används värdet 1,0 µg l, vilket fastställts av IOC (Internationella Oceanografiska kommissionen), och halterna i Östersjön har minskat betydligt jämfört med exempelvis de höga värdena på 1970- och 1980-talet (Kankaanpää 2008). Mellan 1990- och 2010-talets oljehalter går det alltså att skönja en nedgång. Det finns också tydliga regionala skillnader i havsvattnets oljehalter: till exempel är halterna i Bottenviken och Bottenhavet betydligt lägre än i Finska viken och norra Östersjön (Pikkarainen ja Lemponen 2005). Dessa regionala skillnader i bakgrundshalterna bör beaktas när man drar slutsatser om ökade halter i havsvattnet till följd av en oljeskada.

Den tidigare nämnda summaparametermetoden som baseras på fluorescensmätning rekommenderas för uppföljning av oljehalter efter en oljeskada. Metoden ger värdefulla bakgrundsuppgifter om oljans spridning (situationens utveckling). Dessa uppgifter kan även användas vid inriktningen av egentliga konsekvensstudier. Metoden rekommenderas dock inte för det faktiska oljebältets område. På grund av de besvärliga förhållandena och den stora föroreningsrisken skulle resultaten från en sådan situation främst ange fluorescensen för oljan som flyter på ytan, inte oljehalten för det faktiska havsvattnet.

Även om protokollet endast används för ytvattenprov i HELCOM COMBINE-uppföljningen, kan metoden ge värdefulla tilläggsdata också om hur djupt i en vattenpelare oljeföreningarna har spridit sig. På grund av metodens känslighet är det enklare att med den få en överblick över havsvattnets oljefördelning än exempelvis med kromatografiska metoder. Till exempel kan en gaskromatografi/massaspektrometri (GC/MS) ge mycket selektiva data om föreningar, men metodernas känslighet är inte nödvändigtvis tillräcklig för analys av havsvattnets oljekolväten. I tidigare utredningar var det svårt att kvantifiera PAH-föreningar i havsvattenprover med GC/MS-metoden även om metoden för oljeuppföljning gav tydliga resultat. Bland annat av denna anledning är det förnuftigt att använda olika metoder för just de objekt och matriser som metoderna är lämpade för.

I samband med en oljeskada ingår det i ÖVA-verksamheten att utreda oljans spridning. På grund av metodens natur ska denna utredning alltså koncentreras till områden där det faktiska oljebältet inte längre uppträder eller en tydlig oljehinna inte längre syns. Syftet med verksamheten är att bekräfta olja som har lösts upp eller spridit sig i havsvattnet a) på gränsen till och utanför det huvudsakliga verkningsområdet samt b) i det huvudsakliga verkningsområdet när det i området inte längre uppträder ett oljebälte eller på annat sätt en betydande mängd olja. Provtagningen bör utvidgas från ytans underskikt även till något djupare vattenskikt. Genom verksamheten får man fram data till stöd för långsiktiga ekologiska konsekvenser.

### 3.5

## **Oljans sammansättning, natur och omvandling**

*Kaarina Lukkari, Niina Viitala, Kirsten Jørgensen*

Råoljans kemiska sammansättning är mycket komplex och varierande, den kan bestå av tusentals kemiska föreningar. Råoljans sammansättning påverkas till exempel av kvaliteten på dess ursprungsmaterial och de förhållanden som rådde under oljans uppkomst, såsom temperaturen och trycket. Några av de viktigaste föreningarna i råolja är n-, iso- och cykloalkaner, aromatiska kolväten, hartser och asfaltener. De föreningar som har lättast molekylvikt avdunstar, löses upp och bryts ned snabbare. Enligt en beräkning avdunstade cirka 35 procent av de 42 000 m<sup>3</sup> råolja som hamnade i havet vid Exxon Valdez olycka. I förädlingsprocessen ändras råoljans kemiska sammansättning, vilket påverkar dess egenskaper. Från oljan separeras exempelvis lättare fraktioner som kan vara lösligare och avdunsta eller brytas ned enklare.

Oljans olika föreningar och den kemiska naturen hos deras funktionella grupper påverkar oljans reaktivitet, beteende, bindning, bioackumulering och spridning och på så sätt dessutom oljeföreningarnas toxicitet i den marina miljön. Utifrån de funktionella grupperna kan man från råolja separera exempelvis olika föreningar av fenol, kinol, indol, tiofen, karbazol, karboxylsyra, porfyrin, keton, furan och acetat. Råolja, i synnerhet dess kolväteföreningar i form av makromolekyler och dess tyngsta kolväteföreningar, löses dåligt i vatten. En del av råoljans föreningar är dock polära bland annat på grund av deras funktionella grupper som innehåller kväve, svavel och

syre. Ökad polaritet till exempel i samband med oxidation gör vissa oljeföreningar mer vattenlösliga.

När olja hamnar i en marin miljö börjar dess kemiska och fysikaliska egenskaper förändras. När oljan sprids på vattenytan bildar den en tunn hinna. En del av oljans föreningar avdunstar, en del löses i vattnet och en del bildar emulsioner eller klumpar av tjära. Kraftiga vågor kan också hjälpa oljan att blanda sig i vattenfasen. Det är också möjligt att oljan bildar miceller, det vill säga små droppar med olja. Sådana observerades till exempel efter Macondo-oljeskadan (Deepwater Horizon) som inträffade i Mexikanska golfen 2010. Oljan kan även bilda koncentrerade oljefläckar som flyter på vattenytan eller finns inuti en vattenpelare. En del av oljeföreningarna kan dessutom brytas ned fotokemiskt eller absorberas i partikelämnen. I synnerhet aggregat (anhopningar) och oljefläckar kan sjunka till botten och på så sätt hamna i sedimentet. Temperaturen har stor inverkan på oljans löslighet och beteende. En hög temperatur effektiviserar föreningarnas avdunstning, löslighet och biologiska nedbrytning. I en vattenpelare exponeras oljeföreningarna direkt för mikrobernas verksamhet, det vill säga för biologisk nedbrytning och biotransformation. Det sker även förändringar i de oljeföreningar som har sjunkit till havsbotten och sedimenterats.

### 3.6

## **Sedimentering av kolväteföreningar med ursprung i olja**

*Kaarina Lukkari, Harri Kankaanpää*

En del av kolvätena i den marina miljön kommer från luftnedfall, en del exempelvis från markavrinning. Halterna av kolväteföreningar i havets bottensediment beror särskilt på om det finns belastningskällor såsom stadsområden i närheten. Kolvätehalterna minskar i regel i takt med att avståndet till stadsområden ökar.

Olja som har hamnat i vattnet blir ofta kvar på ytan och sprider sig som ett hinnliknande skikt, men viskositeten och densiteten hos olika oljekvaliteter varierar. De tyngsta fraktionerna sjunker nedåt i vattenmassan och sedimenteras slutligen i havsbotten efter olika lång tid. Hur snabbt oljan sjunker beror förutom dess egenskaper på många miljöfaktorer, bland annat vattnets densitet (salthalten), partikelämnet, rådande vindförhållanden, sjögången och strömmarna i havet. Dessa faktorer kan göra att oljan enklare blandar sig med och bryts ned i vattnet eller att oljan som flyter på vattenmassans yta lättare sprider sig.

Oljeföreningarnas fördelning mellan partikelämnet och havsvattnet beror på föreningarna. Om en oljeskada inträffar innan växtplanktonblomningen (och de sedimenteringsperioder som följer tätt därefter) kulminerar, sjunker oljeföreningarna mycket snabbt till botten. I Östersjön är sedimenteringen av organiska ämnen särskilt kraftig efter kiselalgerens vårblomning. Då är andelen material som hamnar på botten relativt sett större än om en oljeskada inträffar efter sedimenteringskulmen. I takt med algbloomningarna ökar mängden organiska ämnen i vattenmassan och efter blomningen sjunker organiska ämnen till botten och tar med sig oljeföreningar som de har absorberat (Kowalewska och Konat 1997). Oljekolväten kan vanligen sedimenteras även i döda organismer om de har tagit upp föreningar från vattnet till exempel via näringen. Efter planktonblomningen når huvuddelen av de ämnen som ska sedimenteras botten vanligtvis efter 1–3 veckor.

De organiska ämnenas sedimenteringstakt har bedömts öka till följd av eutrofiering (Jonsson och Carman 1994, Emeis m.fl. 2000). Detta skulle även kunna innebära att oljan som hamnar i sedimentet bäddas in snabbare. Oljekolvätenas ackumulering i



organiska ämnen påverkar även deras spridning mellan områden med strömmarna. Organiska ämnen är grova, lättare än mineralämnena och sjunker långsammare i vattenmassan. Därför hinner de sprida sig längre innan de sedimenteras. Det är sannolikt att partikelämnena som förorenats med oljeföreningar sprider sig och sjunker i ett område som är betydligt större än oljeskadeområdet eller oljebältet. En vattenpelares strömningsfält kan med åren transportera förorenat material till ett ännu större område. De lätta organiska ämnena på sedimentets yta blandar sig dessutom lättare med vattenmassan på nytt, till exempel om bottenfauna eller fiskar som äter på botten rör om sedimentets yta. Organiska ämnen och de skadliga ämnen som transporteras med dessa ackumuleras i sedimenteringsområden där strömförhållandena är tillräckligt lugna för att även lätt material ska kunna sjunka till botten (t.ex. Schulz och Emeis 2000, Witt och Siegel 2000, Witt och Matthäus 2001).

Om oljan bryts ned till små droppar i vattnet sjunker den kanske långsammare, men det underlättar oljans spridning, avdunstning samt biologiska och kemiska nedbrytning eftersom ytan som reagerar med den omgivande lösningen ökar (t.ex. Page m.fl. 2000). Sjögången kan orsaka nedbrytning om vågorna är tillräckligt stora och bryter tillräckligt tvärt. Olika typer av ytaktiva ämnen, antingen syntetiska ämnen som tillsätts i vattnet eller exempelvis föreningar som utsöndras av vissa alger, kan påverka vågornas egenskaper så att deras förmåga att orsaka nedbrytning av oljan försämras. Sjögången påverkar oljans sedimentering även på så sätt att de oljefraktioner som avdunstar och löses upp dåligt på grund av sjögången bildar en emulsionsliknande massa (t.ex. Li och Garret 1998, Li m.fl. 2007). Oljans ansamling till koncentrerade bälten kan göra det enklare för den att sjunka nedåt i vattenmassan och därmed att sedimentera i botten. Oljan i vattenmassan ansamlas och sjunker till botten snabbare framför allt med hjälp av partikelämnena som blandats i vattnet, till exempel suspenderade ämnen (lerpartiklar) som följt med älvvattnet eller material från sedimenttytor på havsbotten som blandat sig i vattnet (Sterling m.fl. 2004).



En oljeläns förhindrar framsteg av olja (Foto: Jouko Pirttijärvi/SYKE).

## Oljeegenskapernas inverkan på sedimenteringen

*Kaarina Lukkari, Harri Kankaanpää*

På 1970-talet beräknades oljekolvätena i Östersjöns ytsediment (0–5 cm) till i genomsnitt 10 mg/kg torrs substans (Dybern och Fonselius 1981). Av PAH-föreningarna bevaras i synnerhet de former med 4–6 ringar i riklig omfattning i bottensedimenten på grund av sin persistens (Witt och Trost 1999).

I Östersjöområdet utanför kustzonen har halterna av PAH-föreningar (summan av 15 PAH-föreningar) i gyttjesediment varierat mellan < 10–5 160 µg/kg torrs substans (Witt 1995, Witt och Trost 1999, Ricking och Schulz 2002, Pikkarainen 2004). I förhållande till det totala organiska kolet (TOC) har de största värdena uppgått till mellan 3 000 och 6 000 µg/kg TOC.

En del av oljeföreningarna som hamnar i havsvattnet avdunstar eller bryts ned innan de hinner sjunka till havsbotten och det är främst de tyngsta oljeföreningarna och de med långsammast nedbrytningstakt som slutligen sedimenteras (t.ex. Neff 1979). En betydande andel av de kolväten med kortast kedja (hydrofila kolväten) avdunstar redan innan de hamnar i andra ekologiska nischer. Kolvätena försöker organisera sig i havsvattnet så att kolkedjornas vattenlösliga grupper söker sig mot vattenfasen och de vattenavvisande fettlösningarna, alltså de lipofila grupperna, söker sig till föreningar med organiska ämnen som de har benägenhet att ackumuleras i (t.ex. Neff 1979).

Oljeföreningar i havsvattnet som löses upp dåligt i vatten kan fästa kraftigt vid suspenderade ämnen som blandats i vattenmassan, särskilt organiska ämnen, vilket påskyndar sedimenteringen av dem. I synnerhet aromatiska och polyaromatiska föreningar binder kraftigt till partiklar. Av de alifatiska kolvätena sedimenteras långkedjade (mer hydrofoba) föreningar snabbast och i oljeprodukter utgör de oftast den största andelen. När lösligheten ökar är det enklare för kolvätena som har fäst i det suspenderade ämnet att frigöras. Detta påverkar förutom nedbrytningen av föreningarna också bland annat sedimenteringen av dem. Till exempel gör hartsernas polära grupper det enklare för dem att fästa på ytan till mineralämnena (t.ex. Neff 1979).

Huvudsakligen binder alla skadliga föreningar i olja och raffinerade oljeprodukter effektivt till partikelämnena och sjunker till botten med ämnet som sedimenteras. Kolväten från fossila bränslen har vanligtvis fler aromatiska strukturer än yngre biosyntetiska föreningar, vilket påverkar deras nedbrytningstakt (Ehrhardt och Burns 1999). Exempel på föreningar som bryts ned och sedimenteras långsamt är vissa PAH-föreningar, hartser, asfaltener och alkylerade naftalener. De svårlösliga oljeföreningar med makromolekyler som binder sig kraftigast till det suspenderade ämnet kan hålla fast i sediment som sjunkit till botten och föreningar som bryts ned långsamt i de rådande förhållandena inbäddas successivt under det nya material som sedimenteras. Vissa sedimenterade oljekolväten kan bevaras i sedimentet i årtal (Boehm m.fl. 1987). Oljeföreningar som har sjunkit till botten bryts ned långsamt framför allt i bottenområden med lite ljus (nästan alltid i Östersjön) och låg syrehalt (varierar i Östersjön). En del av råoljan kan sjunka till botten som sådan. I sådana fall ändras sedimentmiljöns syreförhållanden kraftigt och saktar ned nedbrytningen.

### Bottenkvalitetens inverkan på oljans bioackumulering, och syreförbrukningen orsakad av oljan

*Kaarina Lukkari*

Östersjöns bottenpografi och kvaliteten på suspenderade ämnen varierar mellan områden från urberg och morän till sediment med mycket hög organhalt. Kraftigare ackumulering av oljekolväten i organiska ämnen påverkar även deras halter i sedimenten i olika områden av Östersjön. Till exempel påträffas de största halterna av PAH-föreningar i marina regioner där ytsedimenten innehåller stor andel organiska ämnen (Pikkarinen 2005). Därtill kan nedbrytningen av organiska ämnen ske snabbare på grova sandbottnar, vars struktur och förhållande främjar sedimentens oxidation och den sedan tidigare mindre mängden organiska ämnen minskar syreförbrukningen. Å andra sidan är sand- och lerbottnar ofta transportbottnar varifrån oljekolväten successivt sprider sig till avlagringsbassänger, antingen fria eller bundna till partiklar.

Den mikrobiologiska nedbrytningen av organiska föreningar förbrukar syre. Till exempel i samband med katastrofen i Mexikanska golfen 2010 upptäcktes att oljeföreningarnas mikrobiologiska nedbrytning minskade syrehalten (Rabalais 2011). Om stora mängder av de nedbrytbara föreningarna som finns i olja hamnar i sedimentet skulle det också kunna leda till att syret minskar och att de syrefattiga, dvs. de hypoxiska, förhållandena utvecklas. Syrebrist i sedimentet skulle eventuellt kunna orsaka att det koncentrerade oljebältet sjunker till sedimentytan, eftersom det skulle förhindra att syret som förbrukas vid nedbrytningsprocesserna i sedimentet kompenseras genom blandning med vattnet ovanför botten. Hypoxi i sediment påverkar bland annat av förekomsten av bottenfauna samt näringsämnenas och grundämnenas kretslopp i gränsytan mellan sediment och vatten (Mortimer 1941, Rabalais och Turner 2001). Hypoxi kan exempelvis underlätta för fosfat som är bundet i sedimentets järnföreningar att frigöra sig från botten till sedimentets porvatten och vidare till vattnet ovanför botten på grund av järnets reducering. Då skulle fosfatet som frigörs från botten kunna fungera som extra näringsämnen och påskynda mikrobernas nedbrytning. När det når vattenmassans produktiva skikt skulle det dock kunna öka även algbloomningarna. Till följd av de reducerade förhållandena skulle också bland annat skadliga metaller kunna lösa sig i vattnet från sedimentet.

### Oljans kemiska och mikrobiologiska omvandling

*Kirsten Jørgensen, Kaarina Lukkari*

Oljekolvätenas biologiska nedbrytningsförmåga är en särskilt vanlig egenskap hos mikroberna i den marina miljön. I synnerhet bakterierna bryter effektivt ned oljekolväten, men även arkéer, svampar, mögelsvampar och jästsvampar kan bidra till nedbrytningen av oljekolväten. Många olika bakteriearter kan bryta ned oljekolväten eftersom bakterierna innehåller katalyserande enzymer som främjar oljeföreningarnas gradvisa nedbrytning (Fritzsche och Hoffrichter 2005). Bakterierna använder kolvätena som en kolkälla i sin egen metabolism.

I syrerika förhållanden, som i havsvatten och ytsediment, är det första steget i kolvätekedjans nedbrytning den monoterminala oxidationen. Då bildas primär alkohol som snabbt oxideras via aldehyd till karboxylsyra med hjälp av den andra enzymen. Därefter klyvs den terminala fraktionen med två kolatomer och metaboleras i bakterierna genom fettsyremetabolism. På grund av denna oxidation blir kolvätemolekylen



mer polär och vattenlöslig. När hela kedjan har kluvits blir slutprodukten koldioxid och energi.

Monoaromatiska kolväten, såsom bensen, xilen och toluen, oxideras med hjälp av monoxygenasenzymen. Då bildas katekol, vilket är en mer polär och vattenlöslig diol. Därefter öppnas ringen med hjälp av dioxygenas. PAH-föreningar med fler än en bensenring oxideras först med dioxygenas.

De mest kända bakteriearterna som bryter ned oljekolväten är de gramnegativa *Pseudomonas*, *Burkholderia* och *Acinetobacter*, *Xanthomonas* samt de grampositiva *Mycobacterium*, *Arthrobacter* och *Bacillus*. Med hjälp av nya DNA-metoder har man dock konstaterat att många andra arter har denna egenskap. I havsvatten har man observerat att olja anrikas särskilt i arterna *Oceanospirillum* (Hazen m.fl. 2010) och *Thalassolituus* (Yakimov m.fl. 2004), vilka tillhör gammaproteobakterierna.

Oljekolvätena bryts ned även i syrefattiga förhållanden, men nedbrytningstakten kan vara dubbelt så långsam (t.ex. Salminen m.fl. 2004, Björklöf m.fl. 2008). I syrefattiga förhållanden är nedbrytningsvägarna mer komplexa på grund av att de anaeroba bakterierna kan använda andra mottagare än syre för elektronerna. Ordnade efter energieffektivitet är dessa elektronmottagare nitrat, järn (III), mangan (VI) och sulfat. Därefter kan oljekolvätena brytas ned i fermentering och metanogenes (Zengler m.fl. 1999). I dessa anaeroba processer fungerar kolvätena som elektrondonatorer. Olika bakteriegrupper kan bryta ned kolväten med olika processer, och vissa bakteriearter klarar av både aerob och anaerob nedbrytning. I sedimenten sker dessa nedbrytningsprocesser i zoner så att den aeroba respirationen sker i ytsedimentet och när syret förbrukas på väg mot mer reducerade förhållanden används nitrat, mangan (VI), järn (III) och sulfat (Froelich m.fl. 1979). När alla nämnda elektronmottagare har förbrukats fortsätter nedbrytningen djupare ned i sedimentet genom fermentering och metanogenes.

Oljekolväten blir vattenlösliare även via anaerob nedbrytning. Det första steget i många anaeroba processer vid nedbrytning av kolväten är att fumarat tillkommer i oljekolvätekedjan eller ringen (Widdel och Rabus 2002). Fumarat är en organisk dikarboxylsyra som uppträder som en intermediär i bakteriernas normala metabolism. Det är bensylsuccinatsyntasenzymen som svarar för tillsättningen. Därefter aktiveras molekylerna med koenzym A (CoA) och bryts successivt ned med hjälp av flera hydraser, dehydrogenaser och hydrolaser.

När bakterierna exponeras för olja kan de även producera och avsöndra ytaktiva ämnen (surfaktanter). Detta får bakterierna att ta in kolväten i cellerna. Ramnolipiderna tillhör de vanligaste biosurfaktanterna (Bordoloi och Konwar 2009). På så sätt övergår oljekolvätena biologiskt till en form som är mer användbar både för mikrober och andra organismer.

Den mikrobiologiska men effektiva nedbrytningen av föreningarna i olja kan begränsas av näringsbrist, kallt vatten och brist på mikrober som är lämpliga för nedbrytningen av föreningarna i den specifika oljekvaliteten (Lindstrom m.fl. 1991, Del'Arco och de França 1999, Kostka m.fl. 2011). Näringsämnen som är användbara för havsvattnets mikrober kan alltså effektivisera nedbrytningen av föreningarna i oljan. Dessutom främjar UV-ljuset på vattnets ytskikt den abiotiska nedbrytningen av vissa organiska föreningar. Till exempel bryts alkylsubstituenterna i fossila aromatiska kolväten successivt ned under inverkan av ljuset, vilket ändrar föreningarnas struktur samt deras löslighet och andra egenskaper (Ehrhardt och Burns 1999).

Syrebrist kan också fördröja kolföreningarnas mikrobiologiska nedbrytning. Nedbrytning sker även i syrefattiga förhållanden, men långsammare än i syrerika förhållanden. I och med eutrofieringen kan nedbrytningen av oljeföreningar som sedimenterats till utvidgade, syrefattiga bottenområden vara långsammare än i syrerika områden (t.ex. Pikkarainen 2008). Under perioden med kraftig produktion

är vattnet oftast varmare, men mikroberna som bryter ned oljans kolväteföreningar måste konkurrera om näringsämnena med alger.

Olika kolväten förekommer även naturligt i havsvattnet till följd av den biologiska aktiviteten, men biogeniska kolväteblandningar har en enklare struktur (t.ex. alifatiska föreningar, det vill säga 6–40 mättade linjära kolväten) (Clark och Blumer 1967, Youngblood och Blumer 1973). Den viktigaste uppgiften för sedimentets mikroflora är att cirkulera organiska ämnen och näringsämnen i de biogeokemiska processerna. Då bildas koldioxid (CO) som löser sig till bikarbonat (HCO) och samtidigt frigör lösliga näringsämnen, ammonium (NH), nitrat (NO) och fosfat (PO). I sedimentet kan dessa oorganiska joner fällas ut, bindas i sedimentpartiklar eller spridas till vattenfasen. Om oljan sjunker till sedimentet efter olyckan, börjar sedimentets mikroflora genast att förändras (Kostka m.fl. 2011). I regel ökar antalet oljenedbrytande organismer och mikrofloras totala diversitet kan minska. Vissa kortkedjiga alifatiska föreningar och aromatiska föreningar kan också vara toxiska för mikroberna och förstör bakteriemembranen (Sikkema m.fl. 1995). Eftersom dessa föreningar även avdunstar snabbare från vattenytan är det inte troligt att stora mängder hinner till botten. Om sedimentbakterierna exponeras för toxiska oljeföreningar kan nedbrytningen av det organiska ämnet tillfälligt bli långsammare. Men eftersom oljan själv också fungerar som kolkälla främjas mikrobverksamheten av dessa nedbrytning och antalet oljenedbrytande organismer ökar.

Den stora andelen hydrofoba föreningar kan bromsa nedbrytningen av sedimenterad olja eftersom föreningarna som är fästa vid partikelämnets yta kan vara svårtillgängligare för den mikrobiologiska nedbrytningen. Å andra sidan har det konstaterats att finfördelade mineralämnena även stimulerar bakterietillväxten och nedbrytningen av råolja (Weise m.fl. 1999). Utöver mineraliseringen kan vissa mikrober göra de oljeföreningar som löses dåligt i vatten till mer polära och mer vattenlösliga nedbrytningsprodukter, vilket påverkar deras förmåga att binda och sprida sig i den marina miljön (t.ex. Bock m.fl. 1994, Brodkorb och Legge 1992).

Mikrobsamhället i Östersjöns vattenpelare har den senaste tiden undersökts grundligt med DNA-metoder (Herlemann m.fl. 2011, Koskinen m.fl. 2011). Det har klarlagts att mikrobsamhället förändras när salhalten ändras. Mikrobfloran är så polymorfisk att det är svårt att fastställa om förändringarna i mikrobsamhället är negativa eller positiva för mikrobfloras huvudfunktion. För sedimentens mikrobflora finns ännu ingen motsvarande bakgrundsinformation. Till följd av förändringar i omgivningen kan det ske snabba förändringar i mikrobfloran. Eftersom den taxonomiska variationen inte direkt beskriver mikrobfloras funktionella polymorfism, har man i vissa förhållanden mer nytta av att undersöka förändringarna av vissa funktionella egenskaper. Dessa kan exempelvis vara förändringar i gener som kodar för oljenedbrytande enzymer (t.ex. generna *alkB*, *xylE* eller PAH-RDHα; Salminen m.fl. 2008) eller för enzymer i den huvudsakliga metabola vägen vid nedbrytning av organiskt ämne. Naturlig biologisk nedbrytning av oljeföreningarna är ett gynnsamt fenomen. Det är viktigt att utvärdera den sedimenterade oljans nedbrytningsprocess och nedbrytningstakt.

## Oljans fysiologiska konsekvenser och påverkande komponenter

Pekka J. Vuorinen, Kari Lehtonen, Heta Rousi, Pirjo Sainio

Oljeföreningar ackumuleras i organismer från sedimentet, vattnet och växtligheten samt via näringsämnena. Fåglar och marina däggdjur får även i sig oljeföreningar när de rengör sig själva från olja. På grund av Östersjöns nordliga läge är vattnet kallt större delen av året. I låga temperaturer tar det längre tid för många organismer att utsöndra kolväten eftersom processerna i deras system bromsas och kolvätena blir kvar länge i systemet. Temperaturens inverkan på organismernas processer är dock artspecifik (Fossato 1975). I kallt vatten går återhämtningen från oljans skadliga konsekvenser också ofta långsammare än i sydliga marina områden (Fossato 1975). Dessutom löses olja bättre i vatten med låg salthalt och därför är Östersjöns ekosystem även i detta avseende mer utsatt för oljans skadliga verkningar (Shaw 1977).

Olja som hamnar i vattnet har både kortvariga och långvariga, dvs. akuta och kroniska, konsekvenser för organismerna. De akuta konsekvenserna kan vara rentav dödande eller till exempel bestå av beteendeförändringar direkt efter att oljeskadan har inträffat när de giftigaste föreningarna ännu inte har hunnit dunsta. De kroniska konsekvenserna framträder som många slags förändringar i livsfunktionerna, bland annat som störningar i fortplantningen och immunsystemet. Även om oljeskador kan ha betydande konsekvenser för fiskar och därmed även fiskbestånden, har man inte observerat sådana i fältstudier. Detta beror på flera faktorer (Lindgren och Lindbom 2004). Till exempel har fiskar stor fortplantningspotential, varvid även ett litet fiskbestånd kan växa snabbt. Man tror även att fiskar undviker oljebältet med sitt luktsinne. Under den nästa 20 år långa uppföljning av fartyget Exxon Valdez oljeskada återhämtade sig trots detta inte sillbeståndet i oljeskadeområdet och laxbestånden återhämtade sig endast delvis.

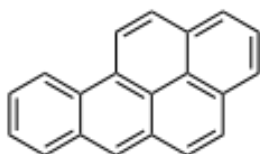
I Östersjön lever både salt- och sötvattenarterna på de yttersta gränserna av vad de klarar av och är därför känsliga för förändringar i miljön. Som indikatorer för oljans effekter på populationerna vore det bäst att använda arter vars bestånd och populationer har följts upp under lång tid. Dessutom skulle man till indikatorarter kunna utse långlivade arter som klarar av skadliga miljöbelastningar relativt bra och som av denna anledning verkligen visar upp stressfaktorer, såsom östersjömusslan (*Macoma balthica*) bland de ryggradslösa djuren.

För att oljans konsekvenser för organismerna ska kunna mätas är det viktigt att separat definiera dels ett referensområde där oljeskadan sannolikt inte har någon inverkan och dels det faktiska konsekvensstudieområdet, eller så jämförs ekosystemets oljehalter och hälsotillstånd före och efter oljeskadan. Det är svårt att utreda olika faktorerers inverkan på organismerna, och därför vore det bra om många olika stressreaktioner togs med och att man utöver uppföljningarna i naturen gjorde exponeringsprov på oljans konsekvenser för organismerna. Huvudvikten bör läggas på utvärderingen av de subletala konsekvenserna eftersom olja förekommer i miljön i små halter. Genom att mäta halterna av PAH-föreningar i organismerna skulle man kunna bedöma och följa upp deras eventuella inverkan på organismernas reproduktion och andra livsfunktioner samt på populationsförändringar. PAH-föreningarnas akuta toxiska effekter hos vattenorganismer uppträder vid halter på 0,2–10 mg/l och de skadliga långvariga effekterna börjar vid halter på 5–100 µg/l (Tuvikene 1995).

## PAH-föreningarna i olja och effekterna på människans hälsa

*Ulla Luhtasela, Pekka J. Vuorinen*

De polyaromatiska kolvätena (PAH) i råolja och raffinerade oljeprodukter är hälsoskadliga ämnen. PAH-föreningarna är organiska föreningar som innehåller kol och väte, och de har två eller flera sammankopplade bensenringar. Den mest kända och skadligaste av föreningarna är bens(a)pyren, men man känner till hundratals olika PAH-föreningar.



Strukturformel för bens(a)pyren.

En del av PAH-föreningarna är cancerframkallande (dvs. carcinogena) och skadliga för arvsmassan (dvs. genotoxiska) redan i mycket små doser. JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) har rekommenderat att 16 PAH-föreningar kontrolleras i livsmedel på grund av eventuell cancerrisk (tabell 1). Cancerrisken ökar i förhållande till mängden aromatiska kolringar (fyra eller fler ringar i en förening). Andra eventuella följder på grund av exponering för PAH-föreningar är störningar i fortplantningen, missbildningar och svagare immunförsvar (SCF 2002).

Många ämnen med ursprung i olja är skadliga för människan vid direktkontakt, men flera av dem är farliga i synnerhet när de hamnar i livsmedel (t.ex. fiskar och musslor) och därigenom i människans matsmältningssystem. Av de skadliga ämnena i olja är PAH-föreningarna den viktigaste gruppen av föreningar som via livsmedel kan utsätta konsumenten för en hälsorisk (Binderup m.fl. 2004). Efter en oljeskada bedömer Evira säkerheten hos matfiskar och ger vid behov rekommendationer om intaget.

**Tabell 1.** Cancerframkallande PAH-föreningar

bens(a) antracen	bens(g,h,i) perylen	dibens(a,e) pyren	indeno(1,2,3-cd) pyren
bens(b) fluoraten	krysen	dibens(a,h) pyren	5-metyl- krysen
bens(j) fluoraten	cyklopenta(c,d) pyren	dibens(a,i) pyren	bens(c) fluoren
bens(k) fluoraten	dibens(a,h) antracen	dibens(a,l) pyren	bens(a) pyren

## Organismer lämpliga för konsekvensstudier och deras utbredning

### En oljeskadas konsekvenser för den marina miljön

#### *Riikka Venesjärvi*

En oljeskadas konsekvenser för den marina miljön beror på flera olika faktorer: oljetypen, läckagets storlek och dess geografiska läge, väderförhållandena vid tiden för utsläppet och årstiden. Följderna varierar också beroende på strandtyperna; öppna stränder i ytterskärgården löper större risk att exponeras än skyddade älvmynnigar. Visserligen bidrar skärgårdens öppenhet även till den naturliga oljerengöringen. Populationsstrukturen hos organismarter kan variera efter årstiden, och under fortplantningstiden är även avkommorna i fara.

Olja kan skada organismarter på många sätt. Organismerna kan exponeras för oljans toxiska beståndsdelar via inandningsluften eller födan och även genom att de putsar sig själva, och de kan smetas ned av olja som flyter på vattenytan eller finns på häckningsplatsen. Förutom exponeringssättet kan även andra faktorer bidra till variationen i oljans skadliga konsekvenser, till exempel är individer i de första utvecklingsstadierna mer känsliga för olja än individer i vuxen ålder (Lecklin m.fl. 2011).

Oljans konsekvenser för kustväxterna varierar från kortvariga störningar i fotosyntesen till dödsfall bland individer. Oljan täpper till växternas klyvöppning och stör uppsugningen av vatten från rötterna (Pezeshki m.fl. 2000). Olja som har spolats ut i kustvattnet kan lösgöra vattenväxter från underlaget om det fastnar olja på stjälken och bladen och vågorna rycker loss dem från botten. Av bottenfaunan kan till exempel musslor undvika att smetas ned av olja genom att stänga sitt skal och isolera sig från omgivningen (Moles 1998, Robertson 1998). När lindrigt förorenade områden saneras inom kort tid kan musselförekomsterna återkomma eftersom det rena vattnet som strömmar genom musslorna kan ta bort de skadliga ämnena. Även om akut dödlighet efter en oljeskada inte har observerats lika ofta hos fiskar som hos andra organismgrupper lider de ändå av oljans effekter. Exponering även för låga oljehalter orsakar bland annat förändringar i metabolismen (Incardona m.fl. 2009). På öppet hav kan fiskarna ofta undvika oljan bättre än i kustvatten, där oljan sprider sig mot stranden. Vid stranden är vattendjupet dessutom lägre och oljehalten högre (Fingas 2001). Fiskarnas lekområden finns dessutom ofta i kustvatten, där rommen lätt exponeras.

Fåglar som håller till på vattenytan och i strandzonen exponeras lätt för olja genom att de smetas ned av den eller sväljer den. Olja på fjäderdräkten försämrar dess isoleringsförmåga och fåglarnas flytförmåga, vilket kan leda till att fåglarna drunknar eller dör av hypotermi (Kennish 1997). För fåglar är exponeringstidpunkten en mer betydelsefull faktor än storleken på läckaget vid utredningen av skadliga konsekvenser. Även platsen för olyckan påverkar fåglarnas exponering; på Östersjön är fåglarnas vinterkvarter mycket begränsade och en oljeskada som inträffar nära ett sådant område kan orsaka stora förluster. Om ägg och ungar smetas ned av olja under häckningstiden kan det förstöra hela säsongens produktion. Övriga tider är fåglarna också särskilt exponerade för olja när de landar för att vila på vattenytan (Scholz m.fl. 1992). Enligt expertutlåtanden kan oljefläckar se jämna och lockande ut för flygande fåglar i jämförelse med den krusade vattenytan. Fåglarnas beteende påverkar deras exponering, vilket leder till skillnader i känslighet arterna emellan. Arter som vistas mycket i vattnet, såsom alkor och änder, exponeras lätt för olja som sprids på ytan

(Esler m.fl. 2002). Av Finska vikens organismgrupper är just dessa fåglar mest känsliga för oljans skadliga konsekvenser (Lecklin m.fl. 2011). För måsarnas del hindrar oljan på vattenytan dem från att fånga föda och rovfåglarna exponeras lätt för olja via nedsmetade byten (Wiese och Ryan 2003). Fåglar som häckar på Östersjön påverkas även av att skären förorenas. Då tvingas de hitta nya häckningsplatser, vilket kan äventyra häckningen. Marina däggdjur såsom säl kan väja för olja som sprider sig och på så sätt undvika exponering. Visserligen kan nedsmetning även ske på det öppna havet, men inga sådana observationer har gjorts.

Populationernas återhämtning efter en oljeskada beror framför allt på den artspecifika fortplantningsförmågan och förändringar utanför det oljeförorenade området. Akut dödlighet eller ett års förlorad produktion av avkomor orsakad av olja har oftast ingen stor inverkan på att arten försvinner om den har tillräcklig återhämtningsförmåga (Albers 2003). Därför är det mycket viktigt att på förhand identifiera de arter som är känsliga för olja så att man kan beakta skyddandet av dem i bekämpningsarbetet och dessutom kontrollera de förändringar som sker hos dem.

Kortlivade arter drabbas hårdast av misslyckade reproduktionsperioder. Om en årskull av ettåriga växter försvinner från ett visst område kan hela populationen utplånas om arten inte har en fröbank. Då är förekomstens återhämtning beroende av att fröer sprider sig från annat håll. En flerårig växt kan återkomma med hjälp av sitt rotsystem, såvida det inte har skadats av oljeförorenad mark. Till exempel ryggradslösa djur och fiskar producerar stora mängder avkomor på en gång, och hela reproduktionsområdet måste förorenas för att populationen ska ta skada av att den nya produktionen av avkomor försvinner ett visst år. Vuxna individer drabbas dock lätt av oljans kroniska effekter när de skaffar föda, och detta kan bland annat leda till nedsatt fortplantningsförmåga (Lecklin m.fl. 2011). Vuxendödlighet bland vattenfåglar kan däremot vara mycket skadligt. Hos vissa arter, såsom sillgrisslan (*Uria aalge*), bidrar den långa livslängden, den sena könsmognaden och den låga årliga produktionen av ungar till att populationen tar mer skada av dödlighet bland erfarna häckare än förlusten av en årskull ungar (Österblom m.fl. 2004). Arter med god spridningsförmåga klarar av att flytta till och breda ut sig i rena områden efter en oljeskada. Sälpopulationerna, som har dålig fortplantningsförmåga, är mer beroende av att flytten lyckas än att ungarna överlever (Sjöberg och Ball 2000).

Vanliga arter återhämtar sig ganska säkert från en oljeskada, men hotade arter bör kontrolleras separat eftersom många av de hotade eller sällsynta arterna som förekommer i Finland är beroende av de oljekänsliga livsmiljöerna vid kusten. Även om en ansevärd del av de hotade arterna är insekts- och växtarter som är okända för den stora allmänheten, är det viktigt att dessa beaktas i oljebekämpningen eftersom det är mycket osäkert om de kan återhämta sig.

De olika naturtyperna längs Östersjöns stränder kan också exponeras för olja, och deras känslighet kan sättas i relation till återhämtningsförmågan. Hotade naturtypers återhämtning är svag om de är känsliga mot oljans skadliga konsekvenser. Känsligheten påverkar även saneringen: naturtypen är känslig om det går långsamt och är svårt att ta bort oljan till exempel från en havsstrandäng. Klippstränderna i den yttre skärgården rengörs däremot ofta av vågorna utan mänskliga åtgärder, och deras återhämtning kan därför fastställas som god.



## Valet av indikatororganismer

*Heta Rousi, Riikka Venesjärvi*

Djurens beteende påverkar avsevärt hur mycket de exponeras för olja och hur väl de lämpar sig för oljeutredningar. Oljeindikatorarterna bör vara vanliga och finnas i tillräcklig riklig förekomst i Finlands vattenområden. Det är också en fördel för jämförelsen om det finns uppföljningsdata. Å andra sidan är det också viktigt att använda hotade arter med kända förekomstplatser som indikatorer om oljan förorenar deras förekomstområde.

Oljetypen har betydelse för organismernas exponering. Föreningarna i lätta oljor är i regel mer akut giftiga för organismerna än föreningarna i tunga oljor, och de löser sig lättare i vatten (Hayes m.fl. 1992, Albers 2003). Å andra sidan avdunstar de dessutom snabbt från vattnet, och det är inte lika troligt att organismerna exponeras för föreningarna i lätt olja (Mackay 1985). Föreningarna i tung olja kväver dock ofta organismerna och blir kvar längre i ekosystemet än lätta oljefraktioner (Albers 2003). I tabell 2 beskrivs olika oljetypers inverkan på den marina miljön.

Organismernas oljeexponering beror också på årstiden. På nordliga utbredningsgrader är våren, då de flesta arter fortplantar sig, den värsta tiden för oljekonsekvenser (Rydén m.fl. 2003). Av naturliga skäl påverkar oljeskadans läge dessutom vilka organismer som exponeras för oljan och hur allvarliga konsekvenser oljan får. Strandens biosamhällen är mer polymorfiska medan de i norra Östersjön, framför allt bottenekosystemen på det öppna havet, ofta är artfattiga.

Östersjöns organismgrupper kan enligt Lecklin m.fl. (2011) klassificeras på följande sätt beträffande de skadliga, långvariga oljekonsekvenserna som de drabbas av: rovfåglar < musslor < fleråriga växter, snäckor, pelagiala fiskar, vadare < undervattensväxter, gräsugor < grönalger, brunalger, övervattensväxter, ettåriga växter utan fröbank, märlor < änder < alkfåglar. Denna klassificering för oljeexponering kan dock inte direkt jämföras med vilka organismer som skulle vara de mest rekommenderade att använda som oljeindikatorarter. Även om en organism inte vore känslig för olja kan den ändå samla betydande mängder kolväteföreningar i vävnaden och därmed utgöra en bra indikator för ekosystemets oljeexponering.

**Tabell 2.** Olika oljekvaliteters inverkan på den marina miljön (Helle 2009, redigerad).

<b>Mycket lätta oljor (kerosin, bensin)</b> Stor andel toxiska föreningar  Allvarliga lokala konsekvenser för organismerna i vattenpelaren och strandzonen	<b>Medeltunga oljor (råoljor)</b> Omfattande och långvarig nedsmetning av stränder Fåglar och däggdjur hotade
<b>Lätta oljor (diesel, lätta råoljor)</b>  Viss andel toxiska föreningar Kan förorena strandzonen	<b>Tunga oljor (tungt råolja, brännolja från fartyg)</b> Smetar ned strandzonen svårt Stora skador för fåglar och däggdjur Kan förorena sedimenten



Fåglarna simmar i sjön på en plats som är förorenad av olja. (Foto: Jouko Pirttijärvi/SYKE).

### 3.10.3

## Vattenväxter och alger

### *Heta Rousi*

Antalet växtarter minskar i allmänhet till följd av intensiv exponering för olja. Vid små oljeexponeringar förblir dock oljans konsekvenser för strand- och vattenvegetationen ofta små. När M/T Palva grundstötte i Kökars skärgård 1969 observerades i samband med oljeskadan att det oftast inte fanns växter på oljefläckarna, men att de växte bredvid fläckarna. Vissa allvarliga oljekonsekvenser för vatten- eller strandvegetation kan fördröjas och bli synliga först ett eller två år efter oljeexponeringen. Därför måste förekomsten av oljans konsekvenser följas upp (Committee on Oil in the Sea 1985). Fleråriga växter återhämtar sig vanligtvis snabbare från oljans inverkan än ettåriga växter, vilket bland annat beror på att de har fröbanker i sedimentet (Burk 1977, Pezeshki m.fl. 2000).

Bandtången (*Zostera marina*) är en beaktansvärd art som oljeindikator om oljeexponeringen rör dess livsmiljö. Oljans inverkan på bandtången varierar från små till allvarliga konsekvenser och beror bland annat på djupet, oljetypen och de lokala förhållandena (Committee on Oil in the Sea 1985).

Laboratorieprover och fältobservationer tyder på att blåstången (*Fucus vesiculosus*) klarar av medelstark och kort oljeexponering ganska väl. Detta kan bero på att oljan inte fastnar på växtens cellväggar eller att blåstången inte rotar sig i sedimentet (där en stor del av oljan hamnar), utan i stenmaterialet ovanför sedimenten (Ganning och Billing 1974, Percy 1982). Därför är blåstången inte lämplig som oljeindikator. Även andra alger tål enligt observationer olja ganska väl av just samma anledningar som blåstången.



Vissa algsläkten, såsom *Enteromorpha*, *Ulva* ja *Porphyra*, blir ofta dominerande efter oljeexponering, men detta är troligtvis en följd av minskat bete när de ryggradslösa djuren som betar alger minskar. Fenomenet skulle ändå kunna användas som en indikator för oljans konsekvenser i oljeskadeområdet.

Observationer har visat att saltlaven *Verrucaria maura* som växer vid vattenbrynet elimineras på platser som exponerats för olja, och därför skulle artens förekomst/dödlighet kunna användas som oljeindikator för kustekosystemen i hårdbottnar (Ravanko 1971).

#### 3.10.4

### Växtplankton

#### *Heta Rousi*

Observationer visar att mängden växtplankton ökar på grund av olja som har kommit in i vattenpelaren, vilket man tror beror på minskat bete av djurplankton (Johansson m.fl. 1980). En låg oljehalt har konstaterats gynna primärproduktionen, men primärproduktionen av mikroalger försämras och dödligheten ökar när oljehalten i vattnet är hög och oljan är rik på lätta fraktioner (Lappalainen och Kangas 1980, Saha och Konar 1985). Oljan i vattenpelaren kan förhindra fotosyntesen och det kan ske förändringar i artsammansättningen till följd av oljeföreningarnas inverkan (Miller m.fl. 1978). Oljeföreningarna kan ha skadlig effekt på växtplankton till exempel via följande mekanismer: a) direkt toxicitet hos den lösliga aromatiska fraktionen, b) långvarig förgiftning orsakad av långlivade föreningar och c) omvandlade fysikalisk-kemiska förhållanden under oljebältet (bland annat temperaturförändringar) (Miller m.fl. 1978). Växtplankton utgör grunden för havets biologiska samhälle och därför speglas förändringar i deras antal eller artförhållanden genom hela näringskedjan.

#### 3.10.5

### Djurplankton

#### *Heta Rousi*

Djurplankton är känsliga för effekterna av olja i vattenpelaren och i samband med en oljeskada på Östersjön har man observerat att mängden djurplankton minskar betydligt när de exponeras för olja. Effekten på djurplankton tycks dock inte hålla i sig mer än i några dagar (Johansson m.fl. 1980). Bland annat har hoppkräftorna *Acartia* och *Oithona* visat sig vara lämpliga som indikatorarter för oljeutredningar (Lindén m.fl. 1979, Bellas och Thor 2007). Även hoppkräftan *Eurytemora affinis* har konstaterats vara känslig för framför allt naftalen (Ott m.fl. 1978).

Hoppkräftssläktena *Acartia* och *Oithona* har stor spridning och *Acartia bifilosa* och *Eurytemora affinis* hör till de viktigaste hoppkräftorna i Finska viken (Viitasalo 1992, Gallienne och Robins 2001, Bellas och Thor 2007). Man har konstaterat att små halter av gifter, såsom kolväten i råolja och sedimenterade PAH-föreningar, påverkar hoppkräftorna subletalt och försämrar deras fortplantningsförmåga (Berdugo m.fl. 1977, Lotufo 1997). Därför skulle hoppkräftornas fortplantningsframgång kunna användas som indikator för oljeföreningarnas konsekvenser (Poulet m.fl. 1995, Bellas och Thor 2007).

## Fiskar

*Pekka J. Vuorinen*

Vad gäller fiskarter är vanliga och lättillgängliga arter med ekonomisk betydelse lämpliga för oljekonsekvensstudier. Dessutom bör det sedan tidigare finnas forskningsdata om rikligheten och strukturen för bestånden av de fiskarter som används.

Strömming (*Clupea harengus membras*) och aborre (*Perca fluviatilis*) är lämpliga arter eftersom båda har använts i Östersjöns biomarkörstudier och båda uppfyller de tidigare nämnda kriterierna. Skrubbskädda (*Platichthys flesus*) är också en lämplig indikatorart eftersom även den har använts i Östersjöns biomarkörstudier och många olika konsekvensstudier har gjorts med skrubbskäddan. Östersjöns bestånd av skrubbskädda har dock minskat mycket och det är numera mycket svårt att få tag på dem till prover. Andra eventuellt användbara fiskarter är gös (*Sander lucioperca*), sik (*Coregonus lavaretus*), braxen (*Abramis brama*), skarpsill (*Sprattus sprattus*) och tånglake (*Zoarces viviparus*). Alla dessa arter förutom tånglaken fiskas. Braxen fiskas dock i mindre utsträckning. Dessutom finns uppföljningsdata om bestånden av alla nämnda arter förutom tånglake.

Det kan vara svårt att samla in fiskprover och kräva särskilt anordnat fiske eftersom fisket troligtvis upphör eller rentav förbjuds på områden som är förorenade av olja.

## Bottenfauna

*Heta Rousi, Kari Lehtonen*

Bottenfaunan påverkas av en oljeskada på havet i mycket varierande grad till stor del beroende på bottendjurens beteende och metaboliska egenskaper. Troligtvis vore det klokt att som indikatorer för oljekonsekvenser använda långlivade arter som inte är akut känsliga för miljöförändringar och som av denna anledning verkligen visar upp stressfaktorer. Exempel på sådana arter är östersjömussla och blåmussla (*Mytilus trossulus*) samt skorv (*Saduria entomon*) (t.ex. Rumohr m.fl. 1996).

Många kräftdjur, såsom vitmärsla (*Monoporeia affinis*), är mycket känsliga för oljans konsekvenser eftersom kolväteföreningarna effektivt ackumuleras i dem (Sanders m.fl. 1972, Jacobs 1980, Wake 2005, Lecklin m.fl. 2011). Råolja har ofta en direkt, letal effekt på vitmärsla (Börkas 1980). Kräftdjuren är dock mycket rörliga och man vet att även vitmärslorna undviker sediment som förorenats av olja. På grund av sin rörlighet kan de dock fastna i oljan (Percy 1977, Wells och Percy 1985). Skorven, liksom i regel gråsuggor, tål däremot oljeföroreningar väl och kan därmed passa bra som oljeindikatorart (Percy 1977, Lindén m.fl. 1979). Skorvens stora rörlighet kan leda till att den samlar på sig mycket olja, men inte nödvändigtvis beskriver just det undersökta områdets oljeförorening (Lindén 1979).

Musslornas, såsom östersjömusslans och blåmusslans, metabolism är dålig på att bryta ned PAH-föreningar. Arterna kan även lagra ursprungliga PAH-föreningar i sin vävnad och därför bildas en mindre mängd intermediärer (såsom syreradikaler) under nedbrytningsprocessen. Av denna anledning är musslor bra oljeindikatorer (Lee m.fl. 1972). Vanligtvis drabbas musslor värst av just oljans kroniska effekter eftersom de undkommer stress såsom oljeföroreningar genom att gräva in sig och sluta sig i sitt skal (Moles 1998).

Havsborstmaskar däremot klarar av att effektivt bryta ned oljekolväten (Van Bernem 1982). Långvariga oljekonsekvenser hos ryggradslösa djur är sällsynta och relaterade till omfattande oljeskador eftersom ryggradslösa djur ofta har planktiska larver

som koloniserar i området på nytt när det har sanerats från oljeföroreningar (Jacobs 1980, Hawkins m.fl. 2002). Vissa ryggradslösa djur, t.ex. märlor och snäckor, saknar emellertid den planktiska fasen (Gomez Gesteira och Dauvin 2000, Valanko 2012).

### 3.10.8

#### Sälar

*Heta Rousi*

Enligt vissa studier tål åtminstone vikare olja väl eftersom de skyddas av ett tjockt späcklager (Geraci och Smith 1976, Engelhardt m.fl. 1977). Nyfödda kutar är sannolikt utsatta för en större risk att exponeras för oljans skadliga verkningar om oljan hamnar i miljöer där sälarna bor och föder ungar (Stenman 1980). Å andra sidan är informationen om sälarnas oljeexponering osäker. Till följd av Exxon Valdez oljeolycka i Prince William-sundet minskade knubbsälspopulationen i det förorenade området i Stilla havet med 43 procent, vilket kan jämföras med dödligheten på 11 procent i de icke förorenade områdena (Frost m.fl. 1994). Sålunda kan en betydande oljeskada i Östersjön leda till att sälpopulationen minskar om oljan förorenar sälarnas livsmiljö.

### 3.10.9

#### Fåglar

*Martti Hario, Heta Rousi*

I Finland har den kroniska oljeföroreningen av fåglar inte följts upp lika intensivt som längs kusterna i Östersjöns södra och västra delar, där fåglar som dör eller flyter i land döda på de långa sandstränderna registreras i regelbundna uppföljningar (beached bird survey). Metoden som fortgått i årtionden har visat att fåglar fortsätter att smutsas ned av olja i synnerhet längs huvudleden för Östersjöns sjöfart; antalet fåglar uppgår till tiotusentals. En av de viktigaste och mest trafikerade lederna går mitt i Östersjön och börjar längst inne i Finska viken. Även i Finlands territorialvatten registreras årligen ett tiotal olagliga utsläpp, och det är mycket sannolikt att ett stort antal fåglar varje år förorenas av olja nära vårt territorialvatten. Vår klippiga kust med branta stränder "samlar" dock inte oljeoffer som flyter i land på samma sätt som de låglänta, obebädda sandstränderna på andra håll runt Östersjön. Majoriteten av fåglar som smetas ned av olja hos oss dör på det öppna havet och sjunker.

Samma svårighet vad gäller uppföljningen kommer att framträda vid en eventuell stor oljeolycka. Det är svårt att få fram uppgifter om antalet offer utan vittgående observationer med båt och flyg. VFFI har ett omfattande material om uppföljningen av skärgårdsfåglar med långa tidsserier och detta är till hjälp vid utredningen av populationskonsekvenser. Uppföljningen som organiseras av VFFI utförs av frivilliga i 45 skärgårdsområden från Bottenviken till den östra gränsen. Syftet med uppföljningen är att genom räkning av bon och vuxna individer utreda storlekarna och trenderna för det årliga beståndet av våra 32 skärgårdsfågelarter. Från många objekt finns en omfattande tidsserie sedan 1986. VFFI:s bakgrundsmaterial har varit det primära verktyget vid de tidigare fallen av fågeldöd 1992, 2000, 2006 och 2010 samt vid båda oljeolyckorna med Antonio Gramsci 1979 och 1987.

Vad gäller oljans konsekvenser för fågelbeståndet är det mer avgörande i vilket område och under vilken årstid oljeskadan inträffar än hur mycket olja det är fråga om. Om det under fåglarnas häckningstid läcker ut olja i norra Östersjöns ekosystem kan konsekvenserna vara ödesdigra för havsfåglarna. Särskilt stora skador på beståndet av vattenfåglar kan även orsakas om olja läcker ut i det marina ekosystemet i fåglarnas vinterkvarter. Möjligheterna att klara sig i det kalla vattnet är nämligen

försvinnande små även efter saneringen. De fågelarter som lämpar sig bäst för oljeutredningar är de som tillbringar största delen av sin tid i vattnet och därmed lätt exponeras för olja i ytvattnet. Exempel på sådana arter är alka, tobisgrissla, ejder, alfågel, storskarv och and (Häkkinen 1980, Esler m.fl. 2002, Lecklin m.fl. 2011).

3.10.10

## Arternas spridningsmönster

### FINMARINET

*Heta Rousi, Minna Ronkainen*

I Finland kartlägger programmet FINMARINET habitaterna i vår marina region och producerar kartor över vissa av våra nyckelarters och habitaters spridning. De första mönstren publiceras 2013. När kartorna har publicerats går det att få tillgång till dem via den kommande karttjänsten på sidan för VELMU (programmet för inventeringen av den marina undervattensmiljön) (<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=401354&lan=FI>). Denna modelldata kan i framtiden komma att ingå även i miljöförvaltningens lägesbildssystem BORIS2 (se kapitel 4.2).

Spridningsmönster tas fram för sex undersökningsområden som omfattar sju skyddsområden (Bild 2). Undersökningsområdena finns i Bottenviken (23 026 ha), Kvarkens skärgård (128 162 ha), Raumo skärgård (5 350 ha), Ekenäs (52 630 ha), Skärgårdshavet (49 735 ha) och Östra Finska viken (95 628 ha). Mönstren bygger på de miljövariabler som bäst beskriver arternas optimala förekomstområden (djup, öppenhet, salthalt, temperatur, pH, totalkväve, totalfosfor, siktdjup och upplöst syre).

I de hittills beskrivna taxonerna ingår sträfsse (*Chara* sp), borststräfsse (*Chara aspera*), slingor (*Myriophyllum* sp), trådnate (*Potamogeton filiformis*), borstnate (*Potamogeton pectinatus*), ålnate (*Potamogeton perfoliatus*), havsnajas (*Najas marina*), natingar (*Ruppia* sp), Vitstjälksmöja (*Ranunculus baudotii*), havsrufse (*Tolypella nidifica*), bandtång (*Zostera marina*), näckmossa (*Fontinalis* sp), sötvattenssvamp (*Ephydatia fluviatilis*), klubbpolyp (*Cordylophora caspia*), blåstång (*Fucus* sp), gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*), getraggsalg (*Cladophora aegagrophila*), bergborsting (*Cladophora rupestris*), blåmussla (*Mytilus trossulus*), ishavstofs (*Sphacelaria arctica*) och havsstenhinna (*Hildenbrandia rubra*).

I framtiden ska man även beskriva andra arter för vilka man får tillräckligt omfattande prover och också samhällen under förutsättning att det går att ta fram tillförlitliga spridningsmönster för dem. Dessa spridningsmönster kommer sannolikt till nytta vid utvärderingen av oljans konsekvenser. Direkt när en oljeskada har inträffat går det med hjälp av kartorna att se vilka slags habitat som särskilt hotas av oljan som har hamnat i havet.

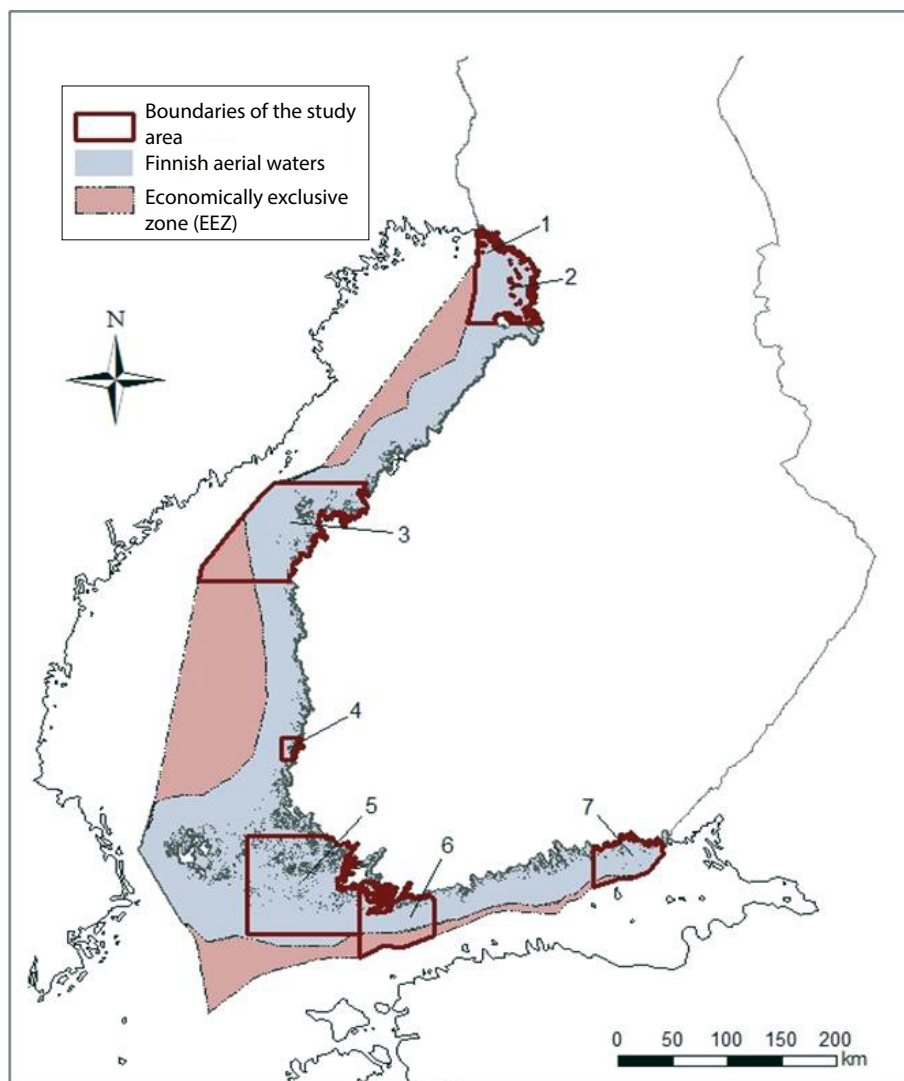


Bild 2. FINMARINET-programmets sex undersökningsområden där man har kartlagt och beskrivit utbredningen av arterna som nämns i texten (Bild: Minna Ronkainen/SYKE).

## OILRISK

### *Riikka Venesjärvi*

Inom OILRISK-projektet bedöms en eventuell oljeskadas risker för naturvärdena, i synnerhet för hotade arter och naturtyper. Man tar bland annat fram information om vilka av Finska vikens och Skärgårdshavets djur- och växtarter som löper störst risk att drabbas av en oljeskadas akuta och långvariga konsekvenser samt om var dessa arter lever. Med en aktuell artdatabas går det snabbare att ta fram en bekämpningsplan när en oljeskada inträffar.

Databasen innehåller uppgifter om förekomstplats, skyddsvärde, återhämningsförmåga, sannolikhet för exponering och sanering gällande hotade arter som lever i kustområdet samt naturtyper ovan jord och under vatten. Utifrån dessa uppgifter bedöms olika naturobjekt sinsemellan så att de begränsade resurserna kan inriktas rätt i en oljeskadesituation.

Med hjälp av ett kartverktyg som baserar sig på de insamlade uppgifterna sammanförs data om oljans spridning och känsliga naturvärden. Verktöget blir färdigt 2012 och ansluts till miljöförvaltningens BORIS2-system. Utöver de tidigare nämnda



marina regionerna kan även Finlands övriga marina regioner och inlandsvatten läggas till i databasen.



Marinens oljebekämpningsfartyg "Halli" (Foto: Jouko Pirttijärvi/SYKE).

### 3.11

## Data från kemiska analyser

*Kari Lehtonen, Harri Kankaanpää, Pekka J. Vuorinen, Pirjo Sainio, Kaarina Lukkari*

I samband med en oljeskada kan man utifrån oljemängden i vattenfasen göra en grov bedömning av de akuta exponeringshalterna i målområdets olika delar och av vilka oljekomponenter som dominerar. Datan kan användas i riskanalysen och konsekvensprognosen som görs efter en oljeskada. Halterna i sedimentet förutsäger omfattningen av de långvariga konsekvenserna. Av halter som uppmätts hos organismer beskrivs den totala exponeringen bäst i organismer där nedbrytningen av föreningarna sker långsamt. Genom att relatera vävnadshalterna som konstaterats hos dessa organismer exempelvis till molekylära och fysiologiska konsekvenser som uppmätts samtidigt reflekterar man hela det lokala biosamhällets exponering och biologiska konsekvenser på bästa sätt. Analysmetoden som används vid mätningen av de totala oljehalterna är endast gångbar för vattenprover.

För att utreda ackumuleringen av oljeföreningar i målorganismer är det viktigt att fastställa halterna av PAH-föreningar och alifatiska kolväten (organisk förening som inte är aromatisk, dvs. inte innehåller en bensenring eller annan motsvarande beståndsdel). Utifrån halterna av dessa komponenter går det att beräkna den med tiden förändrade kemiska belastningen i organismer. Över tid kan man bedöma de toxikologiska följderna utifrån fördelningen av halter av föreningar som påverkar organismerna inwards. Halterna av alifatiska kolväten ger främst en allmän bild av exponeringen för olja. De molekylära och fysiologiska konsekvenserna utreds lättare genom profilering av observerade PAH-föreningar.

**DEL B**





## 4 Agerande vid oljeskadesituationer

*Harri Kankaanpää, Heta Rousi, Heli Haapasaari*

SYKEs miljöskadejour eller en expert inom SYKEs bekämpningsgrupp för miljöskador utnämnd av jouren informerar den som är ansvarig för ÖVA-gruppen och som i praktiken leder ÖVA-verksamheten vid en oljeskada till havs som eventuellt kräver att ÖVA-verksamheten inleds. Beredskapsgruppen för ekologiska konsekvenser (EVA) är SYKEs interna sammansättning. Medlemmarna i EVA-gruppen ska sätta sig in i handlingsplanen i förväg så att de är beredda på att agera vid en allvarlig oljeskada. Förutom i SYKE ska man även i de andra organisationerna som tillhör ÖVA-gruppen ta i beaktande att man är en del av ÖVA.

**SYKE har även en separat beredskapsplan och beredskapsgrupp för särskilda situationer och därför är ÖVA-verksamheten kopplat till verksamheten för denna beredskapsgrupp;** personen som ansvarar för ÖVA-gruppen ska vara i kontakt med ledaren för SYKEs beredskapsgrupp (kontaktuppgifter i bilaga 1). EVA-gruppens medlemmar bör också bekanta sig med denna beredskapsplan (dokumentet finns på SYKEs interna webbsidor på kommunikation (viestintä) → specialsituationer (erityistilanne) → beredskapsplan (valmiussuunnitelma). Under kommunikation och specialsituationer på SYKEs interna webbsidor finns även kommunikationens anvisningar för specialsituationer samt kontaktuppgifter som kan vara nödvändiga i specialsituationer.

SYKEs Havscentrum ansvarar för verkställandet av planen. Havscentrum ser till att den nödvändiga personalen i EVA-gruppen finns tillgänglig under alla omständigheter. Efter att en oljeskada har inträffat fortskrider arbetet enligt schemat nedan (Bild 3). Schemat beskriver utredningens olika arbetsmoment. Schemat är avsett som ett rättesnöre för verksamheten i gruppen som utreder de ekologiska konsekvenserna (EVA; Bild 4).

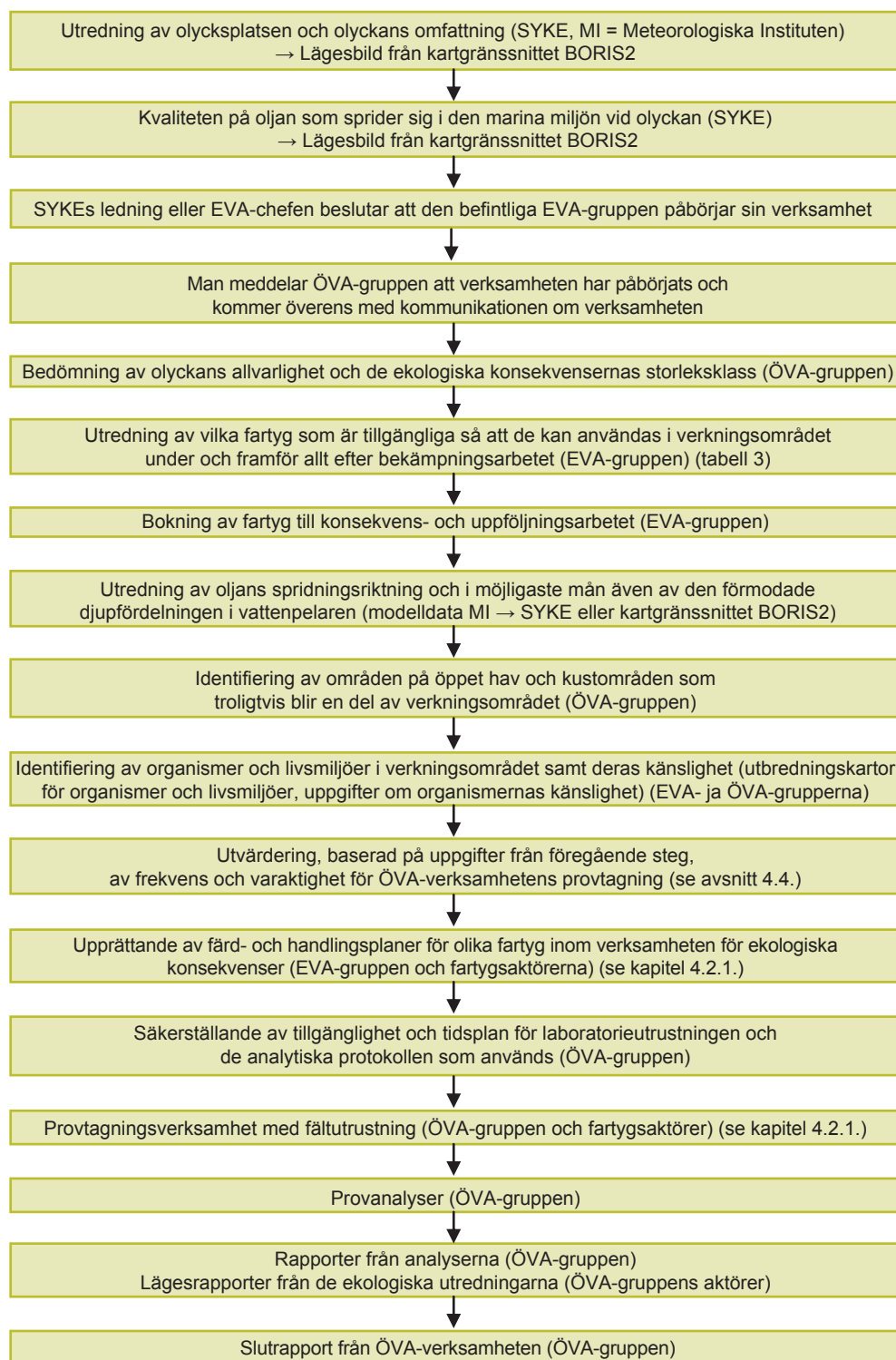


Bild 3. ÖVA-verksamhetens olika skeden. EVA = SYKEs beredskapsgrupp för ekologiska konsekvenser och ÖVA = gruppen för utvärdering av oljekonsekvenser.

## Ansvarsfördelning i utredning av ekologiska konsekvenser vid oljeskador

Harri Kankaanpää, Heta Rousi

### Den generella verksamhetsmodellen

SYKE ansvarar för upprätthållandet av den egna interna organisationen så att ÖVA-verksamheten kan inledas snabbt efter att en oljeskada har inträffat (Bild 4). Den som ansvarar för ÖVA-gruppen vidarebefordrar informationen till andra aktörer inom ÖVA-gruppen: till fältprovtagare, forskare och laboratoriepersonal. Om analyserna utförs på beställning ska man i god tid kontakta underleverantören för beställning av analysstid och be att proverna prioriteras.

VFFI tar fiskprover och utför exponeringstester på fiskar och skickar fiskproverna även till Livsmedelssäkerhetsverket Evira. SYKEs oljeprovtagare tar ytoljeprover för uppföljning av oljehalter. Även djurplanktonprovtagare, bottenfaunaprovtagare och sedimentprovtagare kommer från SYKE. Forststyrelsen tar också organismprover. Bild 4 visar dessutom de centrum och enheter inom SYKE som deltar i uppföljningen av ekologiska konsekvenser efter en oljeskada.

Utgångspunkten är att åtgärder som rör utredning av ekologiska földeffekter inte utförs i samband med akut oljebekämpning. Däremot kan till exempel oljebekämpningsfartyg vid behov utnyttjas för ekologisk provtagning i slutskedet av bekämpningsåtgärderna.

Den som ansvarar för EVA-gruppen får via **SYKEs miljöskadejour** besked om en (allvarlig) oljeskada som hotar Finlands marina region. Oljeskadan har med andra ord skett inom Finlands marina region eller så nära den att en betydlig mängd olja når den finska ekonomiska zonen eller det finska territorialvattnet. På öppet vatten sker spridningen till en början i huvudsak på havsytan. EVA-gruppen ska på basis av omständigheter, oljeskadans natur och storlek utvärdera till vilka ekologiska nischer (vattenskikt, plankton, sediment, ämnen, sediment, organismer) oljan som har läckt ut i havet kan hamna under rådande förhållanden. Utöver BORIS2-kartgränssnittet måste ovannämnda primärdata beaktas.

### Detaljerad beskrivning av verksamhetsorganisationen

Vid oljeskador ansvarar **beredskapsgruppen för ekologiska skador (EVA)**, som är verksam vid Finlands miljöcentral, för att inleda ÖVA-verksamheten (Bild 4). I gruppen ingår A) ansvarig för EVA-gruppen (ansvarar för verksamheten och kontakten med alla parter), B) ansvarig för biologiska konsekvenser (ansvarar för responsstudier som görs på SYKE), C) utvecklingschefen för forskningsfartyg (ansvarar för användning av forskningsfartygen Aranda och Muikku), D) ansvarig för oljeprovtagning (ansvarar för att provtagningsutrustningen är i funktionsdugligt skick), E) ansvarig för oljeanalyser (ansvarar för mätmetoden för totala oljehalter), F) oljeprovtagare (3 st, ansvarar för provtagning på SYKEs eller andra aktörers fartyg), G) bottenfaunaprovtagare (1–3 st, ansvarar för provtagning på SYKEs eller andra aktörers fartyg).

Den som är ansvarig för EVA-gruppen ansvarar för kontakten med SYKEs ledning samt kommunikation rörande utredning av ekologiska konsekvenser. Den ansvariga har tät kontakt med bekämpningsgruppen för miljöskador, hämtar information producerad av BORIS2-systemet och har vid behov kontakt med producenten av beräkningar för oljespridning (MI) samt andra externa aktörer som är väsentliga för

ÖVA-verksamheten (Bild 5). All kommunikation som har med ÖVA-verksamheten att göra sker via SYKE.

Speciellt för verksamhet vid kustområdet måste EVA-gruppen förlita sig på utrustning från Gränsbevakningsväsendet, Sjöräddningssällskapet och lokala aktörer såsom Tvärminne Zoologiska Station (HU). Vid kustutredningar kan även forskningsfartyget Muikku användas när det är tillgängligt. De olika aktörerna ska informeras så snabbt som möjligt om behovet av att använda båt/fartyg; bl.a. ska Tvärminnes Saduria-båt och SYKEs fartyg bokas.

#### 4.1.1

### Upprätthållandet av beredskapsnivån inom ÖVA-verksamheten

*Harri Kankaanpää, Heta Rousi*

Vattencentret anordnar övningar i ÖVA-verksamheten i en simulerad oljeskada som överstiger ÖVA-verksamhetens tröskel. Från och med 2012 anordnar SYKE tillsammans med Sjöräddningssällskapet en årlig övning där man samlar ytvattenprover och analyserar oljehalterna i dem enligt HELCOMs protokoll för oljeuppföljning i det laboratorium som är ansvarig för uppföljningen (SYKE år 2012).

SYKE ansvarar för att EVA-gruppen har tillgång till nödvändiga resurser (de ansvariga personerna och deras suppleanter samt finansiering) samt att utrustningen som behövs i det praktiska arbetet (skyddsutrustning, provtagare, analysutrustning och analysmetoder) håller rätt kvalitet.

## Finlands miljöcentrals organisation för utredning av marinekologiska konsekvenser orsakade av plötsliga utsläpp

Inleder sin verksamhet vid allvariga oljeutsläpp  
i marina regioner nära Finland

Gruppen prioriterar sin arbetsinsats till verksamhet  
enligt ÖVA-planen i olyckssituationen och uppföljningsfasen

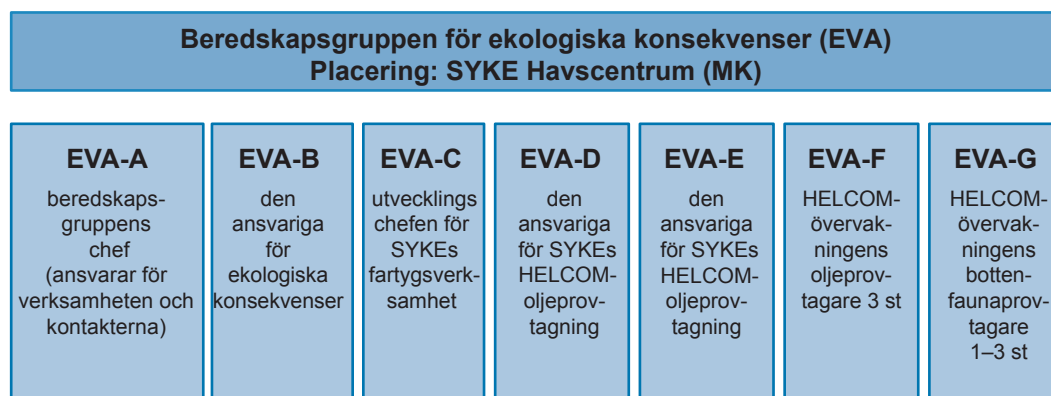
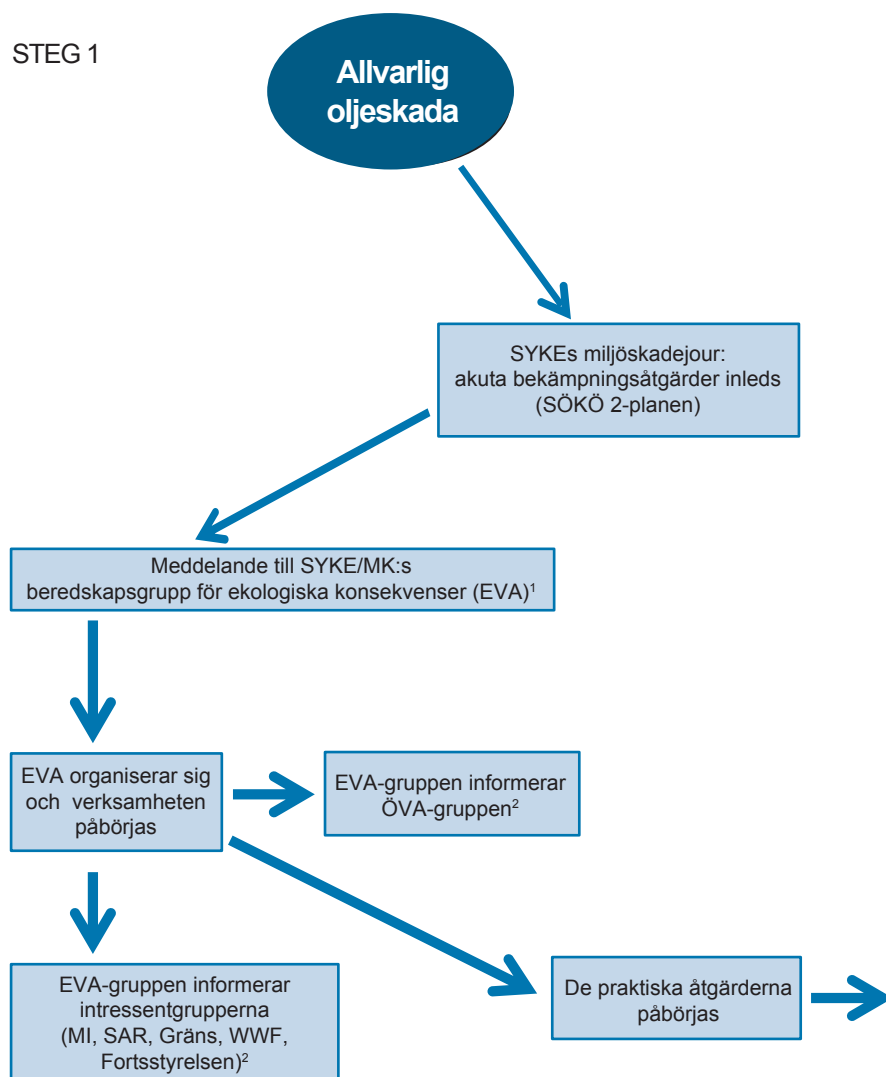


Bild 4. SYKEs interna organisation: beredskapsgruppen för ekologiska konsekvenser (EVA).

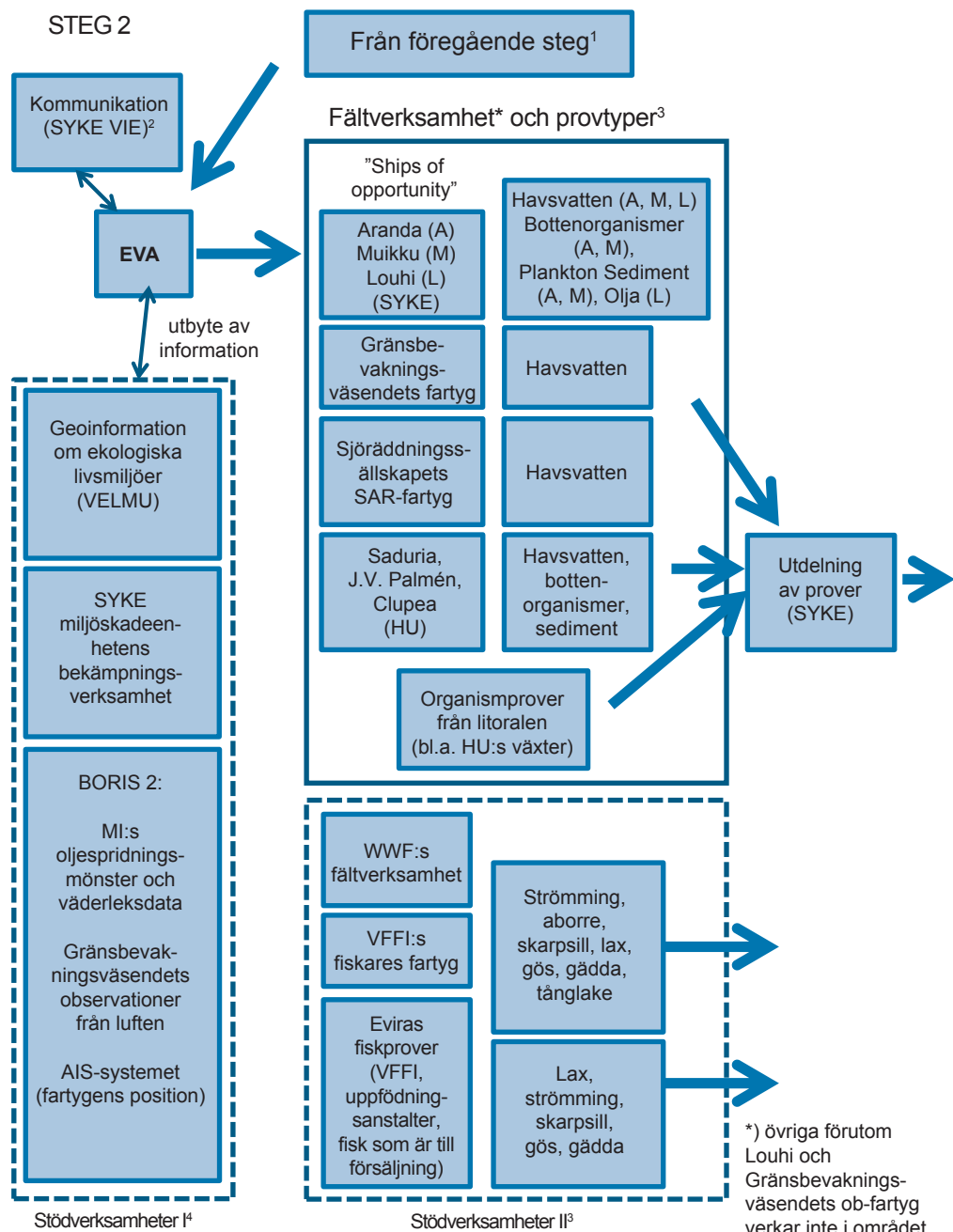
STEG 1



<sup>1</sup> EVA-organisationen har beskrivits i Bild 4

<sup>2</sup> Se på ÖVA-gruppens och stödaktörernas kontaktuppgifter i bilagan 1



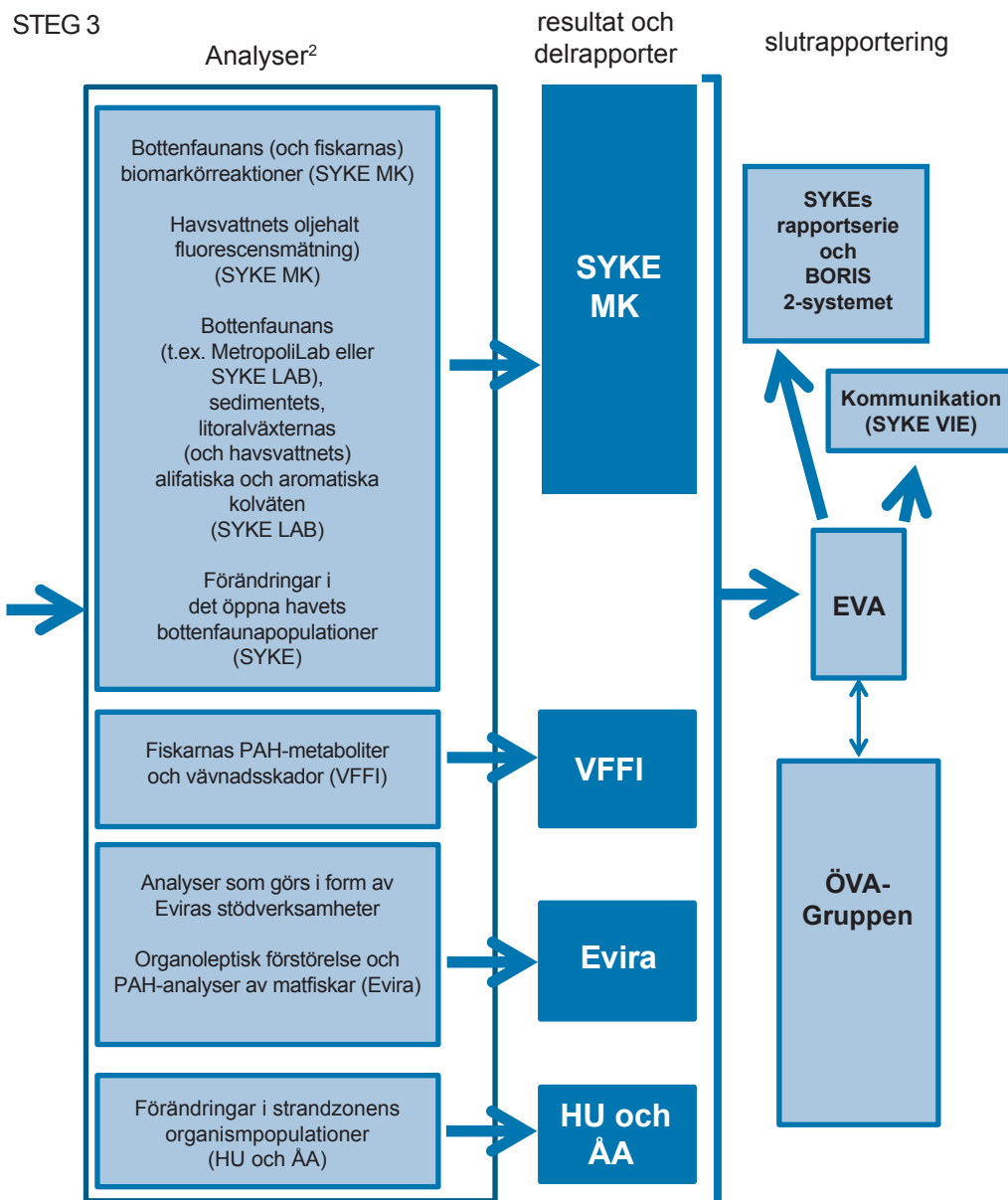


<sup>1</sup> EVA-organisationen har beskrivits i Bild 4

<sup>2</sup> Se på ÖVA-gruppens och stödaktörernas kontaktuppgifter i bilagan 1

<sup>3</sup> Båt- och fältoperation (kontaktuppgifter i bilagan 1)

<sup>4</sup> Den nödvändiga informationen producerat av SYKE och intressentgrupper



<sup>2</sup> Se på ÖVA-gruppens och stödaktörernas kontaktuppgifter i bilagan 1

Bild 5. Verksamhetsschema för utredning av ekologiska konsekvenser vid plötsliga oljeskador.

## Stödverksamhet

*Meri Hietala, Heta Rousi*

Sedan 2006 kan myndigheterna använda BORIS-systemet, som upprätthålls av SYKE, för behoven inom oljebekämpning. Webblänken till BORIS-systemet är <http://hertta.vyh.fi/boris>. Systemet innefattar geoinformation som administreras av miljöförvaltningen samt separat material och separata funktioner som stöder oljebekämpning. Det nya systemet BORIS2 som ersätter BORIS-systemet blev klart sommaren 2012.

BORIS2 är ett internetbaserat lägesbildssystem som alla nationella oljebekämpningsmyndigheter kan få behörighet till. En mera detaljerad beskrivning av systemet och dess utvecklingsprojekt finns på [www.ymparisto.fi/syke/boris2](http://www.ymparisto.fi/syke/boris2). Via systemet BORIS2 får bekämpningsmyndigheterna information om känsliga naturobjekt som måste skyddas, tillgängliga bekämpningsresurser, det marina läget och vädret.

När en myndighet loggar in i lägesbildssystemet BORIS2 öppnas ett formulär. Med hjälp av formulärets flikar kan användaren följa och komplettera lägesbilsinformation om en viss oljeskada. Denna lägesbilsinformation innefattar grundläggande information om oljeskadan, information från flyg- och satellitspaningar, strandunderrättelsedata, information om områden som har konstaterats vara förorenade, oljans spridningsprognoser och handlingsplanerna för bekämpning. I BORIS2-systemet går det att skriva ut separata lägesbilsrapporter till de parter som inte har möjlighet att på egen hand använda systemet.

Bakgrundsinformation om livsmiljöer på havsbotten finns tillgänglig hos VELMU-projektets ansvariga eller hos dem som arkiverar sådan information. Modelldata från VELMU kommer främst i elektroniskt format till programmets webbplats på <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=401354&lan=FI>. I framtiden kommer det att vara möjligt att även inkludera VELMUs modelldata om arter och livsmiljöer i BORIS-systemet.

Vid inriktningen av provtagningsverksamheten kan aktuella observationer från luftbevakningen bidra med nödvändig tilläggsinformation. Denna ingår i BORIS-systemet. Sådan information kan även vid behov fås från Gränsbevakningsväsendet.

Oljespridningsmönstren (år 2012) beskriver hur oljan sprider sig på havets ytskikt, inte i språngskiktet. Om det vid inriktning av provtagningsverksamheten behövs primär- eller bakgrundsinformation om oljespridningsmönstren finns denna information tillgänglig hos Meteorologiska institutet.

Kontaktuppgifter till stödaktörerna finns i bilaga 1 (baseras på uppgifter från den 31 mars 2012).

### 4.2.1

#### Den tillgängliga provtagningsutrustningen inom olika marina regioner

*Heta Rousi, Harri Kankaanpää, Heli Haapasaari*

Följande aktörer kan ställa en del av sin fartygsmateriel till ÖVA-verksamhetens förfogande (läget den 31 mars 2012): Finlands miljöcentral, marinen, Gränsbevakningsväsendet, Sjöräddningssällskapet och Helsingfors Universitet (Tvärminne Zoologiska Station). Vid en omfattande oljeskada inriktar Finlands miljöcentral sina forskningsfartygs verksamhet så att de ekologiska utredningarna enligt denna plan kan fullföljas. Det innebär att de forskningsfartyg som finns i hamn tas i bruk och de fartyg som är på expeditioner vid ett lämpligt tillfälle riktar sina rutter mot oljeskadans verkningsområde.

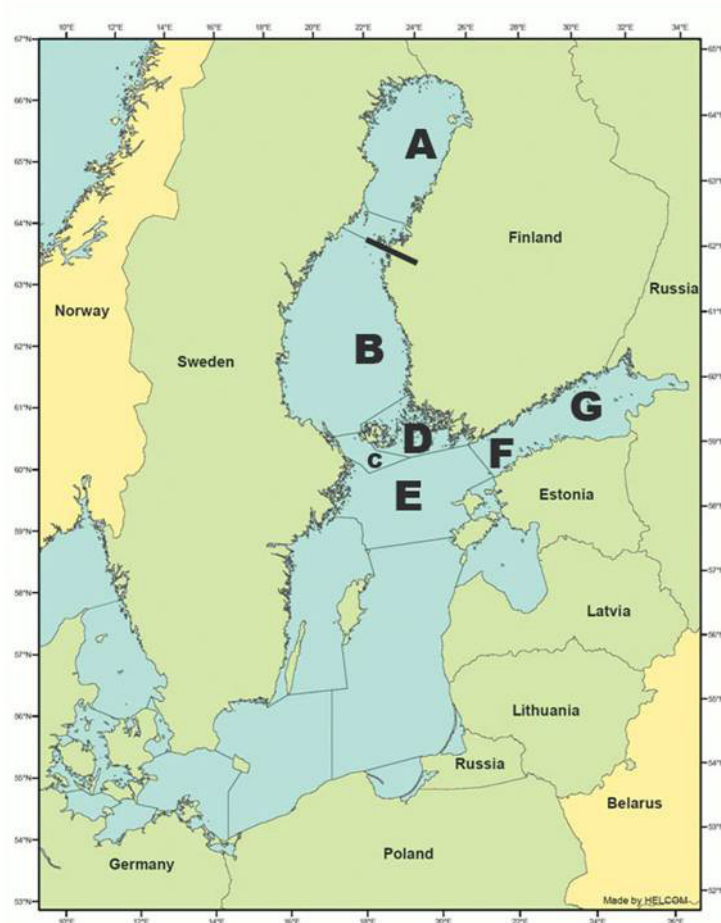


Bild 6. De marina regionernas indelning. ÖVA-verksamheten sker inom Finlands marina region. Region A: Bottenviken och Kvarken, region B: Bottenhavet, region C: Ålands hav, region D: Skärgårdshavet, region E: Norra Östersjön, region F: Västra Finska viken och region G: Östra Finska viken.

Bild 6 visar de marina regionerna som omger Finland. Nedan listas de fartyg som enligt uppgift kan delta i ekologiska utredningar.

Man ska i ett så tidigt skede som möjligt ta reda på om fartygen är tillgängliga för ekologiska utredningar. Vid bedömningen tas hänsyn till oljeskadans verkningsområde i förhållande till fartygets position/hemhamn, den tillgängliga utrustningen på fartyget, aktionsradie, hastighet, engagemang i andra uppdrag osv. Det är lämpligt att vid ekologiska utredningar utnyttja de fartyg eller båtar som trafikerar så nära oljeskadans verkningsområde som möjligt. Det är den mest kostnadseffektiva lösningen som EVA strävar efter. En lägesbild från BORIS2-systemet och forskningsfartygens årliga ruttplaner är till hjälp när man skapar en helhetsbild över situationen. Kontaktuppgifter till de viktigaste fartygspoolaktörerna finns i bilaga 1 (baseras på uppgifter från den 31 mars 2012).

Om de finska forskningsfartygen, såsom Aranda, Muikko eller Saduria, inte finns tillgängliga sker provtagning utanför oljebältet med exempelvis Gränsbevakningsväsendets eller Sjöräddningssällskapet fartyg. Gränsbevakningsväsendets oljebekämpningsfartyg sköter dock i första hand uppgifter som har med oljebekämpning att göra. Gränsbevakningsväsendets andra fartyg och båtar finns också vid behov tillgängliga för oljeutredning när det är tillämpligt.

## SYKE

### Aranda

Hemhamn Helsingfors, hastighet 10 kn, havsforskningsfartyg, lämpar sig utmärkt för all ÖVA-verksamhet.

### Muikku

Hemhamn Nyslott, hastighet 10 kn, havsforskningsfartyg, lämpar sig under alla förhållanden för ÖVA-verksamhet vid kustvatten och under goda förhållanden till ÖVA-verksamhet på öppet hav.

## MARINEN

### Louhi

Hemhamn Obbnäs, Kyrkslätt, hastighet på öppet hav 15 kn, kombinationsfartyg vars huvudduppgift under SYKEs uppdrag är oljebekämpning. Vid behov kan havsvatten-, bottenfauna- och sedimentprover tas från fartyget. Fartyget har ett litet laboratorium för förbehandling av prover.

## GRÄNSBEVAKNINGSVÄSENDET

Gränsbevakningsväsendet har sex bevakningsfartyg varav tre är utrustade för att även fungera som oljebekämpningsfartyg. Dessutom har Gränsbevakningsväsendet tiotals patrullbåtar. Gränsbevakningsväsendet har även flygplan och helikoptrar. Nedan nämns några av dessa. Ytterligare information finns till exempel på Gränsbevakningsväsendets webbplats på <http://www.raja.fi/rvl/home.nsf/pages/indexfin>. I en verklig situation kan även personen som är ansvarig för bekämpningsgruppen för miljöskador samt Gränsbevakningsväsendets kontaktperson (bilaga 1) ge information om tillgängliga fartyg hos Gränsbevakningsväsendet.

### Finska vikens sjöbevakning

Finska vikens sjöbevakning har två bevakningsfartyg, Tavi och Merikarhu, vars hemhamn är Helsingfors. I Framtiden kommer även ett tredje fartyg att vara tillgängligt.

**Merikarhu:** hastighet 12–15 kn, t.ex. bevaknings- och oljebekämpningsuppdrag, havsvattenprover, CTD-mätning, genomströmningsprover, inga laboratorier.

**Tavi:** hastighet 14–20 kn, t.ex. bevakningsuppdrag, havsvattenprover, CTD-mätning, genomströmningsprover, inga laboratorier.

**Gränsbevakningsväsendets framtida fartyg:** det kommer att finnas laboratorieutrymmen och hyttplatser för cirka 40 personer ombord på fartyget. Det planeras för forskningscontainrar ombord på fartyget.

### Västra Finlands sjöbevakning

Västra Finlands sjöbevakning har fyra bevakningsfartyg vars hemhamn är Åbo.

**Tursas:** hastighet 11 kn, t.ex. bevaknings- och oljebekämpningsuppdrag, havsvattenprover, CTD-mätning, genomströmningsprover, inga laboratorier.

**Uisko:** hastighet 12 kn, t.ex. bevaknings- och oljebekämpningsuppdrag (klarar av upp till 50 cm tjock fastis), havsvattenprover, CTD-mätning, genomströmningsprover, inga laboratorier.

**Telkkä:** hastighet 12 kn, t.ex. bevakningsuppdrag, havsvattenprover, CTD-mätning, genomströmningsprover, inga laboratorier.

**Tiira:** hastighet 11 kn, t.ex. bevakningsuppdrag, havsvattenprover, CTD-mätning, genomströmningsprover, inga laboratorier.



## SJÖRÄDDNINGSSÄLLSKAPET

Fartygen lämpar sig endast för insamling av vattenprover, förutom fartygstypen PV5 vars lämplighet för bottenfaunaprovtagning kan testas separat.

**Fredrikshamn:** PV Hallikari, hastighet 32 kn, aktionsradie 130 M och PV Pikkumusta, hastighet 34 kn.

**Kotka:** PV Kotka, hastighet > 32 kn, aktionsradie 150 M och PV 2, hastighet 35 kn, aktionsradie 120 M.

**Lovisa:** PV Degerby, hastighet 28 kn, aktionsradie 110 M.

**Borgå:** PR Mac Elliot, hastighet 18 kn, aktionsradie 200 M.

**Helsingfors:** PV5 Rautuoma, hastighet 30 kn, aktionsradie 150 M och PR Jenny Wihuri, hastighet 18 kn, aktionsradie 400 M.

**Porkkala:** PV Aktia, hastighet 30 kn, aktionsradie 170 M och PV2, hastighet 35 kn, aktionsradie 120 M.

**Ingå:** PV Fagerö, hastighet 30 kn.

**Hangö:** PR Russarö, hastighet 16 kn, aktionsradie 200 M och PV Betty, hastighet 30 kn, aktionsradie 50 M.

**Skärgårdshavet och Västaboland:** PV Paroc, hastighet 19 kn, aktionsradie 140 M och PV Galilei, hastighet 32 kn, aktionsradie 52 M.

**Åbo:** PV Otkantti, hastighet 10 kn; PV Rajakari, hastighet 20 kn; PV Arvinsilmä, hastighet 17 kn och PV Viittakari, hastighet 17 kn.

**Salo:** PV Draken, hastighet 28/34 kn; AV Tossu, hastighet 30 kn och AV Boistö 3, hastighet 28/34 kn.

**Nädendal:** PV Nunnalahti, hastighet 10 kn, aktionsradie 100 M och PV Teuvo, hastighet 30 kn, aktionsradie 50 M.

**Nystad:** PR Janne Malén, hastighet 18 kn, aktionsradie 200 M och PV Vekara, hastighet 28 kn och aktionsradie 70 M.

**Sydväst:** PV Paroc, hastighet 19 kn.

**Raumo:** PV Hoppe, hastighet 10 kn och PV2, hastighet 33 kn.

**Björneborg:** PR Reposaari I, hastighet 9 kn och PV Repo, hastighet 30 kn.

**Kaskö:** PR Torbay, hastighet 15 kn, aktionsradie 130 M och PV Orion, hastighet 30 kn och aktionsradie 60 M.

**Vasa:** PV Wärtsilä Rescue, hastighet 35/46 kn, aktionsradie 100 M.

**Korsnäs:** Targa rescue, hastighet 32 kn och AV 16, hastighet 32 kn.

**Jakobstad:** PV Otto Malm, hastighet 30 kn, aktionsradie 50–60 M och AV Mini Otto, hastighet 35 kn och aktionsradie 30 M.

**Karleby:** PR Sälgrund, hastighet 9 kn, aktionsradie 250 M och PV Matts, hastighet 32 kn och räckvidd ca 80 M.

**Brahestad:** PR Niilo saarinen, hastighet 9 kn; PV Pikku Niilo, hastighet 28 kn; AV Aavenopeus 32 kn.

**Uleåborg:** PV Toppila, hastighet 16 kn, aktionsradie 200 M; PV Hailuoto, hastighet 30 kn och aktionsradie 50 M.

**Kemi:** PR Hebe, hastighet 18 kn och aktionsradie 100 M och PV Laitakari, hastighet 32 kn och aktionsradie 20 M.

**Torneå:** PV Karppe, hastighet 32 kn.

## HELSINGFORS UNIVERSITET / TVÄRMINNE ZOOLOGISKA STATION

Fördelen med att använda dessa fartyg är att det är möjligt att utnyttja laboratorieinfrastrukturen som finns på området för förbehandling och analys av prover.

**Saduria:** hastighet 9 kn, insamling av bottenfauna-, sediment- ja vattenprover, liten aktionsradie, lämpar sig endast för operationer i kustvatten, inga laboratorier.

**Clupea:** hastighet 10 kn, insamling av vattenprover.

**J.A. Palmén:** hastighet 17 kn, insamling av vattenprover.

## Allmänna synpunkter om provtagningsfartyg

*Heta Rousi, Heli Haapasaari, Harri Kankaanpää*

Forskningsfartygen lämpar sig väl för all slags provtagning eftersom det finns nödvändig utrustning, funktionalitet och säkerhetsnivå ombord. Forskningsfartygen kan dock inte ta sig in i oljebältet och ta prover. I ÖVA-verksamheten ska emellertid provtagningen koncentreras till områden utanför det synliga bältet samt till mätning av bakgrunds- och uppföljningshalter.

Från bekämpningsfartyg på oljebekämpningsuppdrag kan man ta prover på oljebältet och på tankar till det fartyg som orsakat oljeskadan. Bekämpningsfartygen blir nedsmetade med olja under bekämpningsuppdrag. Huruvida de ska användas för provtagning utanför oljans huvudsakliga verkningsområde efter att de egentliga bekämpningsåtgärderna är avklarade och fartygen är på väg att lägga till ska avvägas från fall till fall. Oljeprover från oljebekämpningsfartyg ingår dock vanligtvis inte i ÖVA-gruppens utredningar. Prover kan vid behov samlas in i samband med oljebekämpningsåtgärder och levereras till ÖVA-gruppen som referens till kemiska analyser.

Från bekämpningsfartyg, liksom från alla andra fartyg och båtar som inte är ämnade för forskning, kan man åtminstone ta oljeprover från vattnet. Gränsbevakningsväsendets nyaste fartyg kan utvecklas så att all slags ÖVA-verksamhet går att utöva från det.

Gränsbevakningsväsendet lyder under Inrikesministeriet och är en expert på gränssäkerhet och sjöräddning. Gränsbevakningsväsendet samarbetar också med SYKE inom marin uppföljning och oljebekämpning. Vid en oljeskada tar Gränsbevakningsväsendet oljeprover på vattnet för identifieringen av oljan och levererar proverna till Centralkriminalpolisens Kriminaltekniska laboratorium för undersökning (se kapitel 3.3). Personalen på Gränsbevakningsväsendet tar vid behov prover på egen hand och levererar dem för undersökning.

Sjöräddningssällskapet är en räddningsmyndighet som lyder under Inrikesministeriet och staben för Gränsbevakningsväsendet. Det bidrar främst med sjöräddning i samband med olyckor men även vid andra marina larmuppdrag. Medlemmarna i Sjöräddningssällskapet har utbildats till fältarbete och är redo att agera i samarbete med SYKE vid miljöuppföljning och provtagning. Man har tränat ytprovtagning med PV5-klassens båt Rautauoma utanför Helsingfors och har konstaterat att båten lämpar sig väl för oljeprovtagning från vatten. PV5-båttypen lämpar sig eventuellt väl även för bottenfaunaprovtagning eftersom båten har en 180 meter lång kabelvinsch. För bottenfaunaprovtagning måste man dock utrusta båten med nödvändig apparatur, som en Van Veen-huggare samt siktsats, tunnor, bärbar frys, flytande kväve eller kolsyreis om det ska tas ekotoxikologiska prover. Även andra båttyper hos Sjöräddningssällskapet lämpar sig troligen för ytoljeprovtagning. Sjöräddningssällskapet har båtmateriel runtom Finlands kuster (förutom på Åland där Ålands sjöräddningssällskap verkar), vilket gör det möjligt att i utredningar utnyttja den båten/de båtar som ligger närmast oljans verkningsområde.

Fördelen med att använda Helsingfors Universitets fartyg vid Tvärminne Zoologiska Station (Saduria, Clupea och J.A. Palmén) är möjligheten att även utnyttja laboratorieinfrastrukturen som finns i Tvärminne för förbehandling och analys av prover. Med Saduria kan man även ta bottenfauna- och sedimentprover.



Provtagningen på Sjöräddningssällskapets fartyg "Rautauoma" (Foto: Heta Rousi).

#### 4.3

### Inriktning av provtagning med hänsyn till tid och plats

*Harri Kankaanpää, Heta Rousi*

Ekologiska utredningar utförs inom det kända verkningsområdet och i angränsande vatten enligt följande grundprinciper:

- 1) Verksamheten får inte störa oljebekämpningen.
- 2) När det gäller forskningsfartyg ska det vid provtagningstillfället inte finnas betydande mängder olja på havsytan eller i språngskiktet (om man har kännedom om situationen).
- 3) Fältarbeten schemaläggs på de olika verksamhetsområdena så att de utförs först efter att oljebältet har tagits om hand, det har avdunstat, sjunkit eller flyttat sig bort från skadeområdet, utanför territorialvattnet.
- 4) Eventuell bottenfaunaprovtagning som utförs från oljebekämpningsfartyg får inte orsaka kontamination av prover.

Prover för ÖVA-verksamheten samlas med andra ord vanligtvis inte in från oljebältet eller genom att ett fartyg inom oljebältets område utnyttjas. Man kan samla in bottenfaunaprover från oljebekämpningsfartyg (från oljans direkta, huvudsakliga verkningsområde), men då måste oljeföroreningen minimeras vid provtagning. Om proverna kan samlas in utan att de förorenas av oljan i språngskiktet eller på ytvatten är de förmodligen användbara för de ekologiska utredningar som beskrivs i denna plan.

Det bästa vore om det fanns tillgängliga värden från bakgrundmätningar i flera marina regioner innan det skedde någon större oljeskada. Utredningar under det akuta stadiet efter oljeskadan måste förmodligen utföras som separata resor, såvida inte Aranda eller Muikku vid samma tidpunkt befinner sig på en expedition inom

det oljeskadade området och expeditionsprogrammet kan ändras så att även de nödvändiga oljeutredningarna kan genomföras. Eventuella ändringar måste avtalas med forskningsfartygens samordnare och expeditionsledare (bilaga 1).

Muikkus årliga uppföljningsresa längs kusten i Finska viken sker vanligtvis under de två första veckorna i augusti. Under expeditionen tas bl.a. bottenfauna-, sediment-, vatten- och växtplanktonprover. Även annan provtagning kan troligen kombineras med Muikkus uppföljningsresa längs kusten, men den måste planeras med expeditionsledaren. Av Arandas resor infaller expeditionen COMBINE 1 på Finlands öppna hav i januari–februari. Under expeditionen följer man upp bl.a. näringsämnen, hydrografi, oljehalt, djurplankton och invasiva arter. Expeditionen COMBINE 2 på Finlands öppna hav och i Östersjöns huvudbassäng infaller i maj–juni och under den följer man upp bl.a. bottenfauna, hydrografi och syreförhållandena på botten. Expedition COMBINE 3 på Finlands öppna hav och i Östersjöns huvudbassäng infaller i augusti och under den utförs mätningar av salthalt, syrehalt, näringsämnen, olja i havsvattnet samt växt- och djurplankton.

Generellt sett är endast fartyg avsedda för havsforskning sådana att man från dem kan samla allt provmaterial (inklusive sediment- och planktonprover) på ett sätt som uppfyller samtliga kvalitetskriterier. På de flesta av dessa forskningsfartyg kan man även utföra vidarebehandling av prover och laboratorieanalyser. Däremot lämpar sig alla fartyg för insamling av havsvattenprover. Om det inte är möjligt att använda forskningsfartyg är användning av övrig fartygsmateriel som beskrivs ovan nödvändig.

#### 4.4

### Provtagningens frekvens och varaktighet

*Harri Kankaanpää, Ulla Luhtasela*

Om en oljeskada inträffar då planktonblomningen är kraftig (mars–maj och juli–augusti) binder plankton till sig en del av oljeföreningarna. Under sådana förhållanden är det nödvändigt att analysera plankton. I slutet av planktonblomningen sjunker den kvarvarande substansen till botten och ökar mängden föreningar med ursprung i olja som hamnar på sedimentytan. Detta bör tas i beaktande vid planering av sedimentprovtagning.

För att ta reda på i vilket skede planktonblomningen är utnyttjar man data från fjärranalys, fluorescensuppföljning av havsvatten samt uppföljning av planktonarter.

Om oljeskadan har inträffat under isförhållanden samlas inte isprover in, men man tar hänsyn till den förorenade isens rörelser vid planeringen av provtagningen. När det dyker upp luckor i is-oljebältet kan man överväga bottenfaunaprovtagning (men med beaktande av föroreningsrisken).

Provtagningen sker enligt följande när omständigheterna tillåter det:

När man jämför resultaten är det viktigt att alltid jämföra resultat från ungefär samma tidpunkt med varandra (inte till exempel resultat från vintersäsongen med värden från sommarsäsongen).

#### A. havsvattenprover

- A1. de första proverna så fort som möjligt
- A2. under två månader med cirka 1–2 veckors mellanrum
- A3. under det kommande halvåret med cirka en månads mellanrum
- A4. under de kommande 5–10 åren, cirka 2–4 gånger per år

## **B. bottenfaunaprover**

- B1. de första proverna så fort som möjligt
- B2. cirka en vecka efter oljeskadan (om det inte redan har tagits under punkt)
- B3. under ett år med cirka två månaders mellanrum
- B4. under de kommande 5–10 åren, cirka 2 gånger per år

## **C. vattenväxtprover från kustzonen**

- C1. de första proverna så fort som möjligt
- C2. under ett år med cirka två månaders mellanrum
- C3. under de kommande 5–10 åren, cirka 1–2 gånger per år

## **D. sedimentprover**

- D1. de första proverna så fort som möjligt
- D2. cirka 2–3 veckor efter nästkommande planktonblomningstopp
- D2. under de kommande 5–15 åren med cirka 1–3 års mellanrum

## **E. planktonprover (om oljeskadan infaller under planktonblomning eller nära den)**

- E1. de första proverna så fort plankton förekommer
- E2. med cirka 1–2 veckors mellanrum under vårbloomningen tills sommarbloomningen är över
- E3. om vårbloomningen redan är över: med cirka 1–2 veckors mellanrum tills sommarbloomningen är över
- E4. ytterligare en provtagning från nästa års vårbloomning

## **F. fiskprover**

- F1. de första proverna så fort som möjligt
- F2. under två månader med cirka 1–2 veckors mellanrum om förhöjda PAH-halter (eller tungmetaller) observeras hos fiskar
- F3. vid behov uppföljningsprover en gång per år på en fiskart/fiskarter som övervägs från fall till fall

Beroende på de rådande förhållandena är det tillåtet med avbrott i verksamheten.

4.5

## **Provtagning av havsvatten**

*Harri Kankaanpää*

Vid insamling av havsvattenprover måste man tänka på att oljeföreningar inte nödvändigtvis är helt homogent fördelade i vattenmassan. I några vattenskikt kan det förekomma olja som sjunkit och som inte kan upptäckas från ytan.

Provtagning för ÖVA-verksamheten utförs i regel inte i förhållanden där det finns rikligt med olja i havsvattnet (som ett tydligt bälte eller som en hinna på ytan). På basis av tillgänglig information från luftbevakningen, satellitinformation och oljans spridningsmönster inriktas havsprovtagningen till områden utanför oljebältet eller områden där oljan på ytan redan har avdunstat eller där oljan har sjunkit till de djupare vattensikten. Beroende på situationen samlas havsvattenprover in både från kustområdet och på öppet hav inom gränserna för Finlands ekonomiska zon. För eventuella operationer inom andra länders ekonomiska zoner ansöks snabbt tillstånd vid behov.

Oljeprovtagningen sker enligt uppföljningsprotokollet HELCOM COMBINE (SYKEs anvisningar). Vid provtagningen samlar man in havsvattenprover från ytans



underskikt och från 1 meters djup. När djupet på provtagningsstället tillåter tas dessutom prover på följande djup: 10 m, botten + 1 m. Provtagning ska helst påbörjas från det djupaste vattenskiktet om det inte finns skäl som förhindrar detta. Prover från över 10 meters djup kan även tas med en hämtare av typen Hydro-Bios eller liknande.

Förutom de två sedvanliga parallella vattenproverna samlar man i möjligaste mån in ytterligare två havsvattenprover per provtagningsdjup för de mera detaljerade kolväteanalyserna. Innan analysen påbörjas förvaras provet (1 liter) i +4 °C. Provet kan, för andra än HELCOM-uppföljningens analyser, fixeras med mineralsyra till pH 2.

Om det råder en uppenbar risk att provtagarna förorenas ska man lägga särskild vikt vid att rengöra provtagarna mellan provtagningsstillfällena. Provtagning utförs av personer utbildade för arbetet i fråga.

Analysen av proverna sker enligt uppföljningsprotokollet HELCOM COMBINE (SYKE) på SYKEs havscentrum så snart som möjligt efter provtagningen. Kalibreringsområdet i protokollet för oljeuppföljning utökas till en halt på minst 5,0 µg/l (mikrogram per liter).

Om man opererar med andra fartyg än Aranda och det inte finns nödvändig utrustning för analys ombord påbörjar man extraktion av prover genom att nödvändig mängd hexan tillsätts redan på fältet.

Finlands miljömyndigheter kan, samordnade av EVA-gruppen, besluta om ytterligare uppdrag gällande provtagning av havsvatten.

#### 4.5.1

### Utvärdering av resultaten från havsvattenprover

#### *Harri Kankaanpää*

Resultat från ytvatten jämförs med värden från motsvarande årstid så nära tiden före oljeskadan som möjligt. Resultat från vinter- och sommarsäsong bör inte jämföras med varandra. För de djupare vattenskikten finns det inga precisa jämförelsepunkter, men oljehalter för ytvattnet kan betraktas som tillräckligt bra jämförelsepunkter (tabell 3).

Det lägsta värdet på haltskalan inom varje region har noterats mot slutet av perioden. Vid jämförelsen ska även uppföljningsmaterialet som har skapats efter 2012 tas i beaktande.

De viktigaste tröskelvärdena för oljeförorening av havsvatten är 0,2; 1,0; 1,5 och 2,5 µg/l havsvatten. Halter som man har fått från havsvattenprover via uppföljningsprotokollet HELCOM COMBINE undersöks på följande sätt:

**Tabell 3.** Typiska haltintervaller observerade i olika områden på Östersjöns öppna hav på 2000- och 2010-talen. Intervallerna kan användas som jämförelsepunkter.

Region	Typisk oljehalt 2000–2012 (µg/l)
Bottenviken	0,4–0,7 (vinter) 0,1–0,3 (sommar)
(övriga) Bottniska viken	0,3–0,8 (vinter) 0,1–0,3 (sommar)
Ålands hav	0,4–0,7 (vinter) 0,2–0,3 (sommar)
Norra Östersjön (till gränsen för Finlands EEZ-område)	0,6–1,0 (vinter) 0,2–0,5 (sommar)
Västra Finska viken	0,5–0,7 (momentant 1,4; vinter) 0,2–0,5 (sommar)
Centrala Finska viken	0,4–0,9 (vinter); haltvariation kraftig 0,2–0,5 (sommar); haltvariation kraftig
Östra Finska viken	0,3–1,0 (vinter) 0,2–0,5 (sommar)

Om halten ligger på 0,2–0,3 µg/l eller lägre, är oljehalten mycket låg. Inga andra slutsatser dras från detta resultat.

I fall där inga av nedanstående kriterier uppfylls är havsvattnet inte märkbart förorenat med olja.

I fall där kriterierna för nedanstående haltintervaller uppfylls, men där de procentuella förändringarna inte uppfylls kan föroreningsgraden för havsvattnet anges. Dessutom konstateras att halterna inte har förändrats på grund av oljeskadan från de som noterades före oljeskadan.

- Om oljehalten som noteras i havsvattnet under vintersäsongen ligger inom haltintervallen 0,50–0,99 µg/l och den samtidigt är minst 50 procent högre än det undersökta områdets genomsnitt under vintersäsongerna de föregående fem åren, är det undersökta havsvattnet sannolikt **svagt förorenat med olja från oljeskadan**.
- Om oljehalten som noteras i havsvattnet under sommarsäsongen ligger inom haltintervallen 0,40–0,99 µg/l och den samtidigt är minst 100 procent högre än det undersökta områdets genomsnitt under sommarsäsongerna de föregående fem åren, är det undersökta havsvattnet sannolikt **svagt förorenat med olja från oljeskadan**.
- Om oljehalten som noteras i havsvattnet under vintersäsongen ligger på 1,00–1,50 µg/l kan det undersökta havsvattenskiktet anses vara sannolikt **allmänt förorenat med olja**. Om den noterade halten inom undersökningsområdet dessutom är minst 50 procent högre än genomsnittet under vintersäsongerna de föregående fem åren, är havsvattnet sannolikt **förorenat med olja från oljeskadan**.
- Om oljehalten som noteras i havsvattnet under sommarsäsongen ligger på 1,00–1,50 µg/l kan det undersökta havsvattenskiktet anses vara sannolikt **allmänt förorenat med olja**. Om den noterade halten inom undersökningsområdet dessutom är minst 100 procent högre än genomsnittet under sommarsäsongerna de föregående fem åren, är havsvattnet sannolikt **förorenat med olja från oljeskadan**.
- Om oljehalten som noteras på havsvattenprovet under sommarsäsongen ligger inom intervallet 1,51–2,50 µg/l kan det undersökta havsvattenskiktet anses vara sannolikt **allmänt kraftigt förorenat med olja**. Om den noterade halten inom undersökningsområdet är minst 100 procent högre än genomsnittet under sommarsäsongerna de föregående fem åren, är havsvattnet sannolikt **kraftigt förorenat med olja från oljeskadan**.
- Om oljehalten som noteras i havsvattenprovet under vintersäsongen ligger inom intervallet 1,51–2,50 µg/l kan det undersökta havsvattenskiktet anses vara sannolikt **allmänt kraftigt förorenat med olja**. Om den noterade halten inom undersökningsområdet dessutom är minst 50 procent högre än genomsnittet under vintersäsongerna de föregående fem åren, är havsvattnet sannolikt **kraftigt förorenat med olja från oljeskadan**.
- Om den noterade oljehalten oavsett årstid är högre än 2,5 µg/l men under 100 procent högre än genomsnittet under samma årstid de föregående fem åren, är havsvattnet **särskilt kraftigt förorenat med olja och föroreningen har ökat med olja från oljeskadan**.
- Om den noterade oljehalten oavsett årstid är högre än 2,5 µg/l och samtidigt minst 100 procent högre än genomsnittet under samma årstid de föregående fem åren, är havsvattnet **särskilt kraftigt förorenat med olja och föroreningen har ökat kraftigt med olja från oljeskadan**.

Preciseringar till utvärderingskriterier och ytterligare information:

- När man jämför resultat från provtagningsområdet ska man använda sig av tidigare haltresultat från ett område så nära det undersökta som möjligt (helst inom högst 5 nautiska mil).
- Om det ovannämnda inte är möjligt används vedertagna haltintervaller inom den marina regionen som jämförelsepunkt (tabell 3).
- Med sommarsäsong menas perioden april–september.
- Med vintersäsongen menas perioden oktober–mars.
- Halterna av alifatiska/aromatiska kolväten i mineraloljan ger nödvändig tilläggsinformation. För helhetsbedömningen får man därmed en så tydlig bild som möjligt av de risker som oljeföroreningen i havsvattnet har förorsakat biotan. **Informationen för helhetsbedömningen sammanförs med observationer från konsekvensmätningar och populationsutredningar.**
- Baserat på mätningarna levereras de hexanextrakt som enligt HELCOM COMBINE-protokollet är förorenade för noggrannare analyser av övriga kolväten.

Ett exempel:

Två utbildade personer samlar in havsvatten från Sjöräddningssällskapets fartyg i kustområdet vid Borgå, utanför Söndbyträsket i juni. Det finns ingen skönjbar olje hinna på området. Oljehalten i ytvatten är 0,8 µg/l. Under de föregående fem åren har halten inom samma område inom två nautiska mil varit i genomsnitt 0,4 µg/l.

Konklusioner:

Den noterade halten under sommarsäsongen är 0,8 µg/l. Havsvattnet är inte tydligt förorenat med olja. Halten är  $(0,8-0,4)/0,4 \times 100 \% = 100 \%$  högre jämfört med referensvärdet. Havsvattnet är sannolikt svagt förorenat till följd av oljeskadan.

#### 4.6

### Straffrättslig oljeprovtagning och analysmetod

Niina Viitala

Detta kapitel ska tas i beaktande i verksamheten om det i samband med ekologiska utredningar finns behov av att bistå i straffrättsliga utredningar eller få bakgrundsinformation om oljekvaliteten från sådana utredningar.

Oljeprover som skickas till Kriminaltekniska laboratoriet är oftast prover på oljeskadan som är tagna från naturen och s.k. jämförelseprover från en eventuell utsläppare, t.ex. ett prov från ett vattendrag och ett slagvattenprov från fartyget. Det går att identifiera om oljeprovorna innehåller lätt brännolja, tung brännolja, smörjolja, osv. Det är dock svårt att identifiera en enskild kommersiell produkt på ett oljeprov utan ett jämförelseprov eftersom tillverkare kan ändra oljans sammansättning varje månad.

Oljeprovtagning kan vara svårt på grund av arbetsförhållandena. Ett representativt prov från ett oljeskadeområde kräver vanligtvis specialutrustning. Det kan till och med vara besvärligt att ta sig till oljeskadeobjektet t.ex. i ett vattendragsområde under rådande förhållanden. Tagning av jämförelseprover från t.ex. en nästan tom tank eller smala rör ställer krav på såväl provtagarens expertis som provtagningsutrustningen.

Provtagningsutrustningen ska rengöras noggrant eller så används engångsutrustning. Det är bra att ta flera oljeprover på olika platser inom oljeskadeområdet eftersom oljans sammansättning kan vara olika i mitten och längs kanterna på området. Det kan vara svårt att hindra vatten och sediment att komma in i provet under provtagningen. Provmängden för identifiering av olja är 10–100 ml. Oljan förvaras bäst som sådan i en behållare med tätslutande lock, i + 4 °C och skyddad mot ljus. Oljeprov får inte frysas. Behållare av glas rekommenderas, men användningen av dem begränsas av att de lätt går sönder. Alla plastbehållare passar inte för oljeprover, utan de måste vara av HDPE-plast som har testats internationellt och konstaterats som lämplig för oljor.

Det mest representativa provet skulle bara innehålla olja, men oftast är detta så gott som omöjligt att genomföra när man tar prover från naturen. Det är svårt att ta ett oljeprov med en burk från den tunna hinnan på vattenytan eftersom oljan smiter undan framför burken. Ofta är resultatet en burk fylld med nästan bara vatten. Från tankar är det förmodligen mycket lättare att ta endast olja som jämförelseprov. Å andra sidan försvårar även avståndet till provtagningsobjektet, t.ex. från ett fartyg till havet, användning av en burk som provtagningsverktyg.

Oljehinnan samlas in på bästa sätt med hjälp av ett absorberingsnät. Nätet sänks ned på vattenytan med hjälp av lina eller ståltråd och det suger endast åt sig olja och inget vatten. Som absorberingsmaterial används ETFE-nät (etylentetrafluoroetylen) som packas i en brandrestpåse, glasbehållare eller en behållare av HDPE-plast. ETFE-nätet kan flottas i vattnet, dvs. man kan samla olja på vattenytan även från ett mera omfattande område. Det är bra att dessutom packa alla oljeprovburkar i brandrestpåsar i fall att någon provbehållare skulle läcka.

Det är lätt hänt att oljan smetar ned provtagningsutrustning och provtagarens skyddsutrustning. Då måste man vara särskilt uppmärksam på att det inte sker förorening, dvs. att inte oljan tar sig från ett prov till ett annat t.ex. via smutsig utrustning.

Oljeprovorna bör så fort som möjligt efter insamling skickas till Kriminaltekniska laboratoriet. Det är bra om man även under transport tar hänsyn till oljans hållbarhet, dvs. ser till att proverna har rätt temperatur. Oljeprovorna packas i brandrestpåsar och vidare i en kylväska tillsammans med kylklampor. Mjuka kylväskor har visat sig vara särskilt smidiga eftersom de kan formas och tar då mindre plats i transportlådan. När man skickar per post ska man iaktta Postens anvisningar. Ett postpaket får innehålla olja i högst halvlitersbehållare och oljan i paketet får sammanlagt utgöra maximalt en liter. Provbehållarna fylls upp till högst  $\frac{3}{4}$  av volymen på grund av eventuell värmeutvidgning. När man skickar prover ska man också se till att proverna inte står länge hos posten. Proverna bör helst tas direkt till Kriminaltekniska laboratoriet.

När man ska ta prover som har att göra med miljöbrott måste man komma ihåg att ämnen som har läckt ut i miljön kan vara skadliga eller till och med farliga för hälsan. Vid provtagning ska man använda skyddskläder, engångshandskar och eventuellt andningsskydd.

Kriminaltekniska laboratoriet använder sig av den internationellt vedertagna oljeanalysmetoden CEN/TR 15522-2 November 2006, Oil spill identification- Waterborne petroleum and petroleum products. Metoden tillämpas för jämförelse av oljeprover från naturen (kolväten C9–C40) och jämförelseprover med varandra samt för identifiering av oljans ursprung. Det går att identifiera om oljan består av lätt eller tung brännolja eller till exempel smörjolja. Eftersom metoden är kvalitativ kan man inte ange upptäckternas halter. Detekteringsgränserna kan dock ge en fingervisning om den undre haltgränsen för de upptäckta oljemängderna. De vanligaste upptäckterna bland oljeprover är dieselolja och tung brännolja, och för dessa har man fastställt detekteringsgränser med metoden. Detekteringsgränsen för dieselolja är 5 ml/l och för tung brännolja 5 g/l.

I metoden extraheras oljan från mark-, vatten-, nät- eller växtprover från naturen med diklormetan. Extraktet eller en utspädd form av oljan analyseras med en

gaskromatografi-flamjonisationsdetektor. Kromatogram av oljeskadeprovet och jämförelseprovet jämförs med varandra. Om kromatogrammen av oljeskadeprovet och jämförelseprovet är enhetliga går man vidare med jämförelsen av proverna med gaskromatografi/masspektrometri. Det faktum att oljan omvandlas i naturen på tidigare beskrivet sätt försvårar jämförelsen.

När man jämför två prover med varandra kan man som resultat av identifikationen konstatera om proverna har samma ursprung enligt slutsatsskalan. I skalan har jämförelseresultaten delats in i fem olika resultatgrupper (tabell 4).

Centralkriminalpolisens Kriminaltekniska laboratorium är ett ackrediterat laboratorium och även metoderna som används vid analys av oljor är ackrediterade. De oljeanalyser som utförs vid Kriminaltekniska laboratoriet syftar alltid till att identifiera oljan och hitta den som har orsakat oljeskadan. Kriminaltekniska laboratoriet fastställer vilken olja provet innehåller (t.ex. dieselolja, tung brännolja, råolja, smörjolja, vegetabilisk olja, osv.). För att Gränsbevakningsväsendet ska kunna utdöma en administrativ oljeutsläppsavgift måste det vara fråga om en mineralolja. Med en analysmetod utförs jämförelse mellan oljeprover, identifiering, då Kriminaltekniska laboratoriet fastställer om oljeproverna har samma ursprung.

Kriminaltekniska laboratoriet utför laboratorieundersökningar som bistår vid utredning av brott och olyckor. Undersökningarna strävar efter att klargöra händelseförloppet och producera bevis för skuld eller oskuld. Kriminaltekniska laboratoriets primära kunder är förundersökningsmyndigheter, men ibland även andra myndigheter. Kriminaltekniska laboratoriet debiterar inte för sina undersökningar.

**Tabell 4.** Skala för oljans ursprung.

Resultat-grupp	Sannolikhet	Definition
1.	Högst sannolikt samma ursprung	Mellan de jämförda proven upptäcktes betydande likheter med hänsyn till identifikationen och inga betydande olikheter upptäcktes. Skillnaderna som upptäcktes mellan de jämförda proven kan förklaras med vädernedbrytning. På basis av utredningsresultaten har proverna högst sannolikt samma ursprung.
2.	Sannolikt samma ursprung	Mellan de jämförda proven upptäcktes likheter vad gäller identifikation. Det upptäcktes några skillnader mellan proverna som inte kan förklaras med vädernedbrytning. Orsaken till de upptäckta skillnaderna kan vara bl.a. att proverna inte höll jämn kvalitet. Sannolikheten att proverna har olika ursprung är liten.
3.	Inga avgörande konklusioner	På basis av utredningsresultat kan inga avgörande konklusioner göras med hänsyn till provernas likhet eller ursprung.
4.	Sannolikt olika ursprung	Mellan de jämförda proven upptäcktes betydande olikheter med hänsyn till identifikationen och endast några likheter. Sannolikheten att proverna har samma ursprung är liten.
5.	Olika ursprung	Det upptäcktes betydande skillnader mellan de jämförda proven. På basis av utredningsresultat har proverna olika ursprung.



## Ämnen som sedimenteras

Harri Kankaanpää

Vid insamling ska man helst använda sedimentationsfällor som monteras från ett forskningsfartyg. Fällorna ska vara automatiska (insamlingsintervallen och längden för provtagning går att ställa in) och samla inom en relativt stor yta (gärna i klass med 1 m<sup>2</sup>). Fällan/fällorna monteras under förhållanden där man inte upptäcker någon betydande oljehinna eller något oljeskikt på ytan. Monteringsstidpunkten bör helst vara bara lite före nästkommande vår- och sommarblomning på Östersjön. För att undvika igenslamning av bottenpartiklar bör fällan monteras minst 10 meter ovanför botten. Avståndet från ytan bör vara minst 10 meter. Monteringsplatsen ska helst vara ovanför en aktiv sedimenteringsbassäng i ett område där vattenpelarens strömningsfält och båttrafiken är så lugna som möjligt. Det är inte viktigt att uppnå en stor variation i tid och därför kan med fällan använda 2–4 veckors insamlingstid per provtagningsbehållare. Detta är vanligtvis tillräckligt stor provmängd för kemiska analyser. I samband med monteringen av utrustningen fylls provflaskor med havsvatten. Om proverna är konserverade biologiska prover kan även planktonarter analyseras från dem (formalin får dock inte tillsättas i proverna). Provflaskorna förvaras kylda eller frysta efter provtagning (efter att sedimentationsfällan har lyfts upp från havet).

### 4.7.1

#### Insamling av sedimentprover

Harri Kankaanpää

Sedimentprover samlas in inom oljeskadans verkningsområde från botten som lämpar sig väl för provtagning (gyttja eller gyttjelera). Bild 7 visar ett typiskt exempel på ekolodning av strukturförändringar på Östersjöns (här Finska vikens) botten. Om man inte känner till bottenens kvalitet ska man ta reda på det med hjälp av hydroakustisk utrustning. Sedimentprover samlas in från ett forskningsfartyg som är utrustat med ett dynamiskt styrsystem eller motsvarande. Platsen för provtagning måste vara ett område där man vet att det sker sedimentering. Erosions- eller transportbotten passar inte för den här utredningen. Information om bottenkvaliteten fås från finska sedimentutredningar och från de aktörer som upprätthåller databaser rörande undersökningarna. Det är att rekommendera att man väljer ett sådant objekt/sådana objekt inom oljeskadans verkningsområde där sedimenteringstakten är så hög som möjligt. Vid insamlingen av prover ska flera punkter med aktiv sedimentering användas. På så sätt får man en bättre helhetsbild över fördelningen av skadliga föreningar i de mjuka sedimenten.

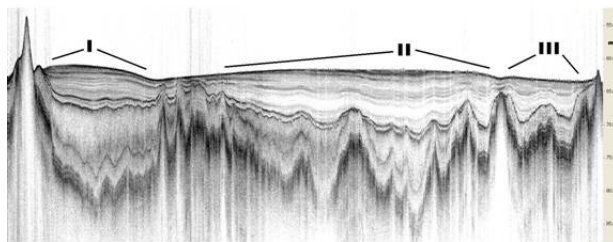


Bild 7. Regionala strukturvariationer på Finska vikens havsbotten. X-axeln på bilden täcker cirka 2 nautiska mil, och det är 85 meter djup. Mjuka skikt som lämpar sig för provtagning förekommer särskilt vid positionerna I, II och III. I bildens övriga områden sprider strömningsfältet/erosionen det till botten sjunkande ämnet förhållandevis mera utanför respektive bottenområde.

Sedimentens halter av skadliga ämnen med ursprung i olja bör utredas under flera år. Det är nödvändigt att provtagning sker så snabbt som möjligt efter oljeskadan, men provtagningarna därefter kan ske med allt längre tidsintervall: inom ett område med snabb sedimentering till exempel 1, 3, 6 och 10 år efter oljeskadan. Eventuell fortsatt provtagning bestäms utifrån tidigare observationer. Om sedimenteringstakten är särdeles långsam kan de motsvarande tidpunkterna (efter den omedelbara provtagningen som följer sedimenteringskulmen) vara 2, 5 och 12 år.

Vid insamlingen används gravitationshämtare (gravity corer), där innerdiametern på provtagningsröret är minst 7–8 cm. Vid provtagning följs gällande separata anvisningar. Sedimentavlagringen delas in i 0,2–1 cm tjocka analysprover. Det är mest väsentligt att verifiera skadliga ämnen som har sjunkit till botten från utsläppet i den översta avlagringen, och man måste därför vara mycket noggrann just när det provet samlas in. I allmänhet används ett intervall på 1 cm, men från sedimentavlagringens yta samlar in ett prov på 0,2–0,5 cm om delningsutrustningen och den kända kemiska analyskänsligheten gör det möjligt. På så sätt säkerställer man att det färskaste ämnet som har sedimenterats kan ses separat och den verkliga förändringen som har skett under den senaste tiden kan urskiljas från den tidigare kemiska situationen. Man samlar in tillräckligt med sedimentprover för alla analyser (kvantifiering av enskilda kolväten). Utseendet på sedimentproverna, bl.a. syrebristen, undersöks. Biologiska eller biokemiska reaktioner mäts inte på sedimentproverna. Det är bra att mäta även det totala organiska kolet (TOC) från sediment eftersom det kraftigt påverkar bioackumulerings effektiviteten hos kolväten. Analysresultaten jämförs också med bakgrundsinformation från så jämförbara områden som möjligt. Det är troligt att oljeföreningar upptäcks även i de djupare skikten redan före den s.k. bakgrundshaltinivån.

Från områden med gyttja eller gyttjelera inom verkningsområdet kan även en mera omfattande serie av sedimentprover samlas in genom att man fortsätter skivningen från 0,5 centimeters djup och framåt till ett djup på ca 5–40 centimeter. Den bästa provtagningsplatsen för en längre provserie är ett område som under en så lång tid som möjligt har befunnit sig inom oljans verkningsområde. Dessutom har man med hjälp av ekolodning konstaterat att avlagringen på provtagningsplatsen har varit fortlöpande (en så tjock packe av recenta sedimentskikt som möjligt). På dessa längre provserier kan man få fram kolvätenas bakgrundshalter och jämföra dem med resultat från ytsedimentprovet. I idealfallet fastställs åldern på avlagringarna med hjälp av ålderspecifiseringsmetoder som baserar sig på radioisotoper. Proverna ska omedelbart frysas ned till helst –78 °C och analyseras så fort som möjligt efter provtagning. Personer som har utbildats för ändamålet ansvarar för provtagningen.

#### 4.8

### Bottenfaunaprovtagning

*Heta Rousi*

För att få en tillräckligt bra bild över de olika livsmiljöerna i undersökningsområdet måste provstationerna ligga tillräckligt tätt och åtminstone så att de olika djupzonerna inom undersökningsområdet täcks. Om det finns befintlig, kartlagd information om livsmiljöerna i området (kapitel 3.9) ska provtagningen inriktas på de kända livsmiljöerna. Kapitlet "Provtagningens frekvens och varaktighet" (kapitel 4.4.) i verksamhetsdelen beskriver hur ofta prover ska tas efter en oljeskada. För att få reda på vilka konsekvenser oljan har för bottenfaunans arter och antalet bottendjur är det viktigt att bottenfaunasituationen och oljehalterna hos bottenfaunan efter oljeskadan jämförs med situationen före skadan. Om det inte finns något bakgrundsmaterial tillgängligt från verkningsområdet kan man för att kunna genomföra jämförelsen i stället fastställa ett referensområde med ett ekosystem så likt verkningsområdet

som möjligt. Bakgrundsmätningarna kan göras så snart som möjligt efter oljeskadan eftersom oljans sedimentering tar tid, från dagar upp till veckor (se kapitel 3.5.).

Bottenfaunaprovtagning efter oljeskadan genomförs i första hand med forskningsfartygen Aranda och Louhi (särskilt provtagning på öppet hav) eller med Muikku (särskilt provtagning vid kusten) som lämpar sig väl för ändamålet. Även forskningsbåten Saduria som tillhör Helsingfors Universitets Tvärminne Zoologiska Station och eventuellt Sjöräddningssällskapets PV5-båtar kan användas vid bottenfaunaprovtagning (se kapitlen 4.2.1. och 4.2.2.).

Det är viktigt att den provtagningsmetod som används är jämförbar med det tidigare materialet. Därför ska man vid provtagning följa HELCOM COMBINE-anvisningarna för bottenfaunaprovtagning (HELCOM, Annex C-8) som kan laddas ned på [http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en\\_GB/annex8](http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en_GB/annex8).

Vid provtagning ska man använda såll på 0,5 och 1 mm för att proverna ska vara jämförbara med de övriga utredningarna om bottenfaunapopulationer.

Vid bottenfaunaprovtagning, konservering och analys ska man även ta hänsyn till HELCOMs anvisningar för utredning och uppföljning av konsekvenserna av skadliga ämnen på [http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/PartD/en\\_GB/main/](http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/PartD/en_GB/main/). Bakgrundsdelens i kapitel "Organismer lämpliga för konsekvensstudier och deras utbredning" (kapitel 3.10.) innehåller exempel på arter som är lämpliga indikatorarter.



van Veen-bottenhuggare (Foto: Heta Rousi/SYKE).

## Planktiska prover

*Heta Rousi*

Artsammansättningen och antalet individer i djur- och växtplanktonsamhällen som har utsatts för en oljeskada ska jämföras med populationssammansättningen utanför skadeområdet samt med populationssammansättningen som fanns på skadeområdet före oljeskadan. I kapitlet "Provtagningens frekvens och varaktighet" (kapitel 4.4.) i verksamhetsdelen finns anvisningar för provtagningens frekvens.

Djurplanktonprover tas med vertikal håvning (hastighet ca 0,5 m/s), med WP-2-nät med en maskvidd på 100 µm. Vid provtagning följs anvisningarna för djurplanktonprovtagning (HELCOM Annex C-7) som finns på webbsidan [http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en\\_GB/annex7/](http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en_GB/annex7/).

Växtplanktonprover bör tas från ett vattenskikt på 0–20 meters djup med ett planktonnät vars rekommenderade maskvidd är 10 µm eller 25 µm (om växtplanktonhalten är höga i vattnet). Vid provtagningen följs anvisningarna för växtplanktonprovtagning (HELCOM Annex C-6) som finns på webbsidan [http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en\\_GB/annex6](http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en_GB/annex6)

Om alifatiska kolväten uppmätas av planktiska organismer, ska man även ta hänsyn till HELCOMs anvisningar för utredning och uppföljning av konsekvenserna av skadliga ämnen som finns på [http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/PartD/en\\_GB/main/](http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/PartD/en_GB/main/).

## Övrig provtagning för utredning av konsekvenser för organismer

*Heta Rousi*

På oljeförorenade områden kan man ta prover på växtlighet och alger för kolväteanalyser. Vid insamling, konservering och analys av biologiska prover ska man följa HELCOMs anvisningar för utredning och uppföljning av konsekvenserna av skadliga ämnen som finns på [http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/PartD/en\\_GB/main/](http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/PartD/en_GB/main/).

Till exempel kan specialister hos WWF och SYKE vid behov samlar upp fåglar som har exponerats för olja. Specialisterna mäter hur mycket olja som har ackumulerats i fåglarna under en oljeskada. Även fåglarnas tillstånd registreras på patientkortet. WWF lämnar information om sina observationer och mätningar rörande oljans konsekvenser för ekosystemet (speciellt med hänsyn till fåglar och sälar). Personen som är ansvarig för ÖVA-verksamheten bör kontakta WWF:s kontaktperson för att få denna information (kontaktuppgifterna finns i bilaga 1). WWF rapporterar även själv om sina observationer rörande oljeolyckans konsekvenser för ekosystemet vad gäller fåglar. Övrig informering sker via SYKE.

## Insamling av fiskprover

*Ulla Luhtasela, Pekka J. Vuorinen*

Evira ansvarar för utredningen av fiskarter som används som livsmedel och utreder om de är tjänliga som livsmedel. VFFI levererar prover till Evira enligt Eviras anvisningar och tar samtidigt prover för egna utredningar. Med hjälp av kommunala livsmedelsmyndigheter organiserar Evira dessutom vid behov separat provtagning angående fiskodlingsanstalter inom området.

För att de PAH- eller tungmetallhalter som konstateras hos fiskar i en oljeskadesituation ska kunna jämföras med lagstiftningen och situationen ska kunna kartläggas regionalt ska proverna tas enligt EU-kommissionens förordning 333/2007 (och dess ändring 836/2011).

Grundprincipen vid provtagning är att flera delprov kombineras till ett samlingsprov (dvs. ett "polat" prov). Delproverna är individer som man samlar minst tre av i ett samlingsprov så att provet väger minst ett kilogram. Vid undersökning av stora fiskar kan man ta delproverna på fiskens mittenpartier. Då ska ett delprov väga minst 100 gram och samlingsprovet minst 1 kilogram. I provtagningsförfordningen ges även särskilda anvisningar för hantering av proverna vid provtagning och analys. När man tar prover för en PAH-analys måste proverna skyddas mot ljus och i möjligaste mån ska man undvika användning av plastbehållare (speciellt svarta sopsäckar) eftersom de kan förändra provernas PAH-halter.

Prover kan samlas in även för organoleptiska utredningar där man utvärderar fiskens lämplighet för försäljning på basis av dess utseende, konsistens, lukt och smak. De organoleptiska utredningarna kompletterar väl informationen från de kemiska analyserna vid utvärdering av fiskens tjänlighet som livsmedel och minskar behovet av kemiska analyser. Vid provtagning är det mycket viktigt att provet förvaras så att fiskens kvalitet inte försämras före den organoleptiska analysen. Dessutom ska storleken på provet vara tillräcklig (minst 2 kg från minst tre hela individer) eftersom proverna undersöks både som råa och som tillagade.

### 4.11.1

#### Praktiska anvisningar för provtagning av fiskar för kemiska analyser

*Ulla Luhtasela, Pekka J. Vuorinen*

Fiskar fångas in från ett område som misstänks vara förorenat. Av fiskarna skapas prover enligt följande anvisningar:

1. I ett samlingsprov samlar man cirka 1 kilogram fisk av samma art och i samma storlek, dvs. delprover, dock minst tre fiskar per prov.
2. Man mäter och väger provfiskarna, fastställer deras kön och tar en för arten lämplig förbening (t.ex. fjäll) för ålderbestämningen och lägger den i en liten papperspåse. På påsen skriver man nödvändig information om individen.
3. Om fiskarna är stora kan man ta mittenpartierna på fiskarna och skapa ett samlingsprov på ett kilogram av dessa.
4. Alla delprover som tillhör ett samlingsprov packas in i folie eller en papperspåse. Folien eller papperspåsen läggs i en plastpåse tillsammans med provtagningsbeviset. Plastpåsarna ska vara av plast godkänd för livsmedel.



5. Följande ska noteras noggrant på provtagningsbeviset:
  - a. provtagningsstidpunkt
  - b. provtagningsplats
  - c. art (på finska och latin om möjligt)
  - d. antalet individer i provet
  - e. vikt och längd på individer
  - f. information om provtagare
  - g. provindividernas ålder och kön.
6. Proverna ska förvaras kyllda (0–3 °C grader) tills de skickas till laboratoriet. Om leveransen till laboratoriet tar mer än 48 timmar ska proverna frysas och förvaras i –20 °C. Proverna ska skickas till laboratoriet så att de är nerkylda under transport.
7. Proverna skickas för undersökning till ett förutbestämt laboratorium (Evira, Tulllaboratoriet eller MTT).

#### 4.11.2

### Praktiska anvisningar för provtagning av fiskar för organoleptisk analys

*Ulla Luhtasela, Pekka J. Vuorinen*

Fiskar fångas in från ett område som misstänks vara förorenat. Av fiskarna skapas prover enligt följande anvisningar:

1. I ett samlingsprov samlar man minst tre hela fiskar av samma art per prov.
2. Man mäter och väger provfiskarna, fastställer deras kön och tar en för arten lämplig förbening (t.ex. fjäll) för ålderbestämningen och lägger den i en liten papperspåse. På påsen skriver man nödvändig information om individen.
3. Storleken på provet måste vara minst 2 kg. Om ett prov som består av tre hela fiskar är mindre än 2 kg tar man flera individer i ett av proven.
4. Alla individer som tillhör ett samlingsprov packas i en frigolitlåda och förvaras fryst (lådan är full med krossad is som omger fiskarna).
5. Om det inte är möjligt att packa och förvara proverna frysta packas proverna i plastpåsar eller folie. Fiskproverna som har packats i plastpåsar eller folie läggs i ytterligare en plastpåse tillsammans med provtagningsbeviset. Plastpåsarna och folien ska vara godkända för livsmedel och får inte ge ifrån sig lukt eller smak i de prover som ska undersökas.
6. Följande ska noteras noggrant på provtagningsbeviset:
  - a. provtagningsstidpunkt
  - b. provtagningsplats
  - c. art (på finska och latin om möjligt)
  - d. antalet individer i provet
  - e. vikt och längd på individerna
  - f. information om provtagare.



7. Proverna ska förvaras kylda (0–3 °C grader) tills de skickas till laboratoriet. Om leveransen till laboratoriet tar mer än 48 timmar från provtagningen ska proverna frysas och förvaras i –20 °C. Proverna ska skickas till laboratoriet så att de är nerkylda under hela transporten. Frysta prover ska transporteras på sådant sätt att de inte kan tina under transporten. Temperaturen på prover under transporten bör kontrolleras t.ex. med en temperaturlogger.
8. Proverna skickas till Evira för undersökning.

4.12

## Fiskars användbarhet som livsmedel

*Ulla Luhtasela*

### Organoleptisk kvalitet

Vid organoleptisk analys undersöks fiskens utseende, konsistens, lukt och smak. Vid bedömningen poängsätts fiskarna genom att man fastställer storleken på avvikelser för varje egenskap jämfört med en felfri fisk enligt följande skala:

Poäng

- 5 mycket bra jämfört med en felfri fisk
- 4 bra jämfört med en felfri fisk
- 3 nöjaktig jämfört med en felfri fisk (lindriga fel)
- 2 dålig jämfört med en felfri fisk (tydliga fel)
- 1 mycket dålig jämfört med en felfri fisk (kraftiga fel)
- (0 inte tjänlig som människoföda)

Om fiskarnas organoleptiska kvalitet har försvagats avsevärt (exempelvis på grund av en oljeskada) är de inte tjänliga som livsmedel. På bedömningsskalan kan poängen 2–0 anses indikera att fiskens kvalitet försvagats avsevärt. Användning av sådan fisk som råvara eller livsmedel kan förbjudas med stöd av artikel 14 i EG:s allmänna livsmedelsordning (EG) nr 178/2004.

### Främmande ämnen

Det är inte alltid man kan upptäcka kemiska risker organoleptiskt. Då betonas vikten av kemiska utredningar. Av de skadliga ämnena i olja är PAH-föreningarna den viktigaste gruppen av föreningar som påverkar en livsmedels användbarhet. Dessutom kan ackumulering av tungmetaller, såsom kvicksilver, bly, kadmium och arsenik i fiskar begränsa deras användning som livsmedel. Gränsvärdet för fiskkött har fastställts i EU-kommissionens förordning för främmande ämnen (EG) nr 1881/2006 och dess ändringar: 0,5 mg/kg (Hg), 0,3 mg/kg (Pb) och 0,05 mg/kg (Cd). Det har inte fastställts något gränsvärde för arsenik.

Bens(a)pyren (B(a)P) är den enda av PAH-föreningarna för vilken det har fastställts ett gränsvärde (2 µg/kg) för färsk fisk i EU-kommissionens förordning för främmande ämnen (EG) nr 1881/2006. Ändringen till förordningen (835/2011) konstaterar dock att PAH-föreningarna metaboliseras snabbt i fisk och inte samlas i fiskköttet. Därför har man i förordningen inte ansett det nödvändigt att ha gällande gränsvärden för PAH-föreningar i färsk fisk. När man bedömer fiskars tjänlighet som livsmedel kan man dock tillämpa B(a)P:s gränsvärde 2 µg/kg som en indikator för förorening med ursprung i olja. Vid en oljeskadesituation är det viktigt att undersöka även andra

PAH-föreningar än B(a)P och alla PAH-föreningarnas halter ska tas i beaktande vid när fiskarnas tjänlighet som livsmedel bedöms.

I Europaparlamentets och rådets direktiv (2008/106/EG) angående prioriterade ämnen inom vattenpolitiken har man angett miljökvalitetsnormer även för biota. Enligt direktivet är den högsta tillåtna halten bens(a)pyren, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(g,h,i)perylene och indeno(1,2,3-cd)pyren i fisk 2 µg/kg.

Om man hittar sådana här halter PAH-föreningar i fiskeriprodukter finns det anledning att misstänka att de är förorenade med olja eftersom PAH-halterna i fiskar inte är så här höga under normala förhållanden. Eftersom alla skadliga ämnen i oljan inte kan undersökas kan man dra slutsatsen att en ökning av PAH-halterna till samma nivå som i rökta produkter är en indikation på oljeförorening och att livsmedlet inte är tjänligt som människoföda.

Enligt Livsmedelslagen 23/2006 ligger det primära ansvaret för säkerheten av ett livsmedel hos aktören inom livsmedelsbranschen. Aktören ska i sin egenkontroll säkerställa att produkten är säker för konsumenten, t.ex. genom att kontrollera detta med kemiska utredningar. Aktören är också skyldig att försäkra sig om att de fiskeriprodukter aktören säljer, processar eller levererar vidare inte kommer från ett oljeskadeområde. Den övervakning med stickprov som myndigheter utför samt fiskebegränsningar friar inte aktören från sitt ansvar att säkerställa att produkterna är säkra.

4.13

## Reaktioner på molekyl- och cellnivå

Kari Lehtonen

Kolväteföreningar i olja är så heterogena att de effekter de orsakar på molekyl- och cellnivå varierar mycket beroende på föreningarnas struktur. Det är dock viktigt att förstå att det oftast är fråga om en s.k. totaleffekt där det i allmänhet är mycket svårt att specificera de enskilda föreningarnas effekter.

Följande reaktioner på molekyl- och cellnivå har använts när man har följt de biologiska konsekvenser som bl.a. den senaste tidens största oljeskador (*Exxon Valdez*, *Erika* och *Prestige*) har haft på biota. Reaktionerna har under de senaste åren testats rikligt även på biotan i Östersjön för att verifiera konsekvenser av skadliga ämnen och för att fastställa lokala jämförelsenivåer.

### Ökad metabolism av främmande ämnen (avgiftning)

När organismer exponeras för flera organiska skadliga föreningar, inklusive PAH-föreningar, kan det leda till ökad aktivitet i cytokrom-P<sub>450</sub>-systemet. Detta enzymkomplex ansvarar för biotransformationen av föreningar under det första stadiet och leder till att metabola produkter och syreradikaler bildas. I miljöuppföljningen har denna biomarkör mätts ända sedan 1970-talet med hjälp av enzymet 7-etoxyresorufin-O-deetylas (EROD). EROD-aktivitet hos fiskar mäts i djupfrysta leverprover. EROD-analyser utförs åtminstone av VFFI och SYKE.

### Genotoxicitet (giftighet för arvsmassan)

En av de mest känsliga biomarkörerna för exponering är ökad frekvens av mikrokärnor i celler; detta är ett uttryck för genotoxiska effekter. I den marina miljön har PAH-föreningar konstaterats leda till ökning av antalet mikrokärnor. Mikrokärnornas frekvens fastställs med hjälp av mikroskopering och det kan göras på olika celltyper (till exempel lever-, blod-, gäl- och njurceller) hos flera organismer (i det här fallet

hos t.ex. fiskar och musslor). I Finland görs analyserna för tillfället endast på sjukhus, men det är lätt att ta metoden i bruk. Förutom mikrokärnor går det att i samma prover analysera andra indikatorer av genotoxicitet. Metoden kräver inte att proverna förvaras kyllda. Metoden har genom projektet HELCOM CORESET föreslagits som uppföljningsparameter för biologiska konsekvenser på Östersjön.

### **Oxidativ stress**

Nedbrytning av främmande ämnen leder alltid till ett ökat antal syreradikaler i celler. För att neutralisera dessa induceras cellernas antioxidantförsvar och detta återspeglas i bl.a. ökad aktivitet av s.k. biomarkörenzymer för oxidativ stress. De metoder som används är bl.a. analys av enzymerna katalas, glutationreduktas, superoxiddismutas, glutationperoxidas och glutation-S-transferas. Den sistnämnda av dessa har även samband med den aktiverade avgiftningen. Dessutom kan lipidperoxiderationsmängden, som reflekterar att antioxidantförsvaret sviktar, användas som biomarkör. I Finland har sådana analyser av den marina biotan gjorts av åtminstone SYKE, VFFI och djurfysiologiska laboratoriet vid Åbo universitet.

## 5 Utvärdering av den kemiska och ekologiska statusen i vattenmiljö

*Ulla Luhtasela*

I förslaget till uppdateringen av vattenramdirektivet står miljökvalitetsnormer för vissa PAH-föreningar:

Man vet att musslor effektivt ackumulerar PAH-föreningar från vatten och att de inte har förmågan att metabolisera dessa föreningar. Med tiden kan fiskar som skrubbskädda och fåglar som ejder, vilka äter bottenfauna, förorenas med PAH-föreningar när de äter musslor. Med de utredningar som myndigheterna utför strävar man efter att kartlägga i vilka områden halterna i fiskar och andra fiskeriprodukter kan stiga så högt att fiske ska begränsas inom dessa områden. (SCF 2002).

5.1

### Kemiska analyser

5.1.1

#### Analys av PAH-föreningar och alifatiska kolväten

*Harri Kankaanpää*

Kolväteanalyser utförs så snart som möjligt på de prover som har levererats till laboratorier. Behöriga laboratorier ansvarar för förvaringen av proverna. Provmängden (antalet individer, vävnader eller totalmassa) som behövs till laboratorieranalyserna måste utredas på förhand i laboratorierna som genomför analyserna. Denna primärdata ska kontrolleras innan fältundersökningarna inleds och iakttas vid provtagning.

Halterna av PAH-föreningar och alifatiska kolväten analyseras främst i fasta prover och om möjligt även i utvalda havsvattenextrakt. På basis av resultaten utvärderas till att börja med i vilken utsträckning PAH-föreningar med olika toxicitetsgrader förekommer i proverna. Resultaten sätts i fortsättningen i förhållande till reaktioner från konsekvensstudier.

Halterna av alifatiska kolväten med 7–40 kol analyseras i möjligaste mån på alla provtyper. På basis av resultaten tar man reda på i vilken utsträckning alifatiska kolväten från just oljan från oljeskadan har överförts till det analyserade provet. Dessa resultat kan man även jämföra med kolvätefördelningar och halter från den kriminaltekniska undersökningen.

Utförandet av de kemiska analyserna som beskrivs ovan fördelas så kostnadseffektivt som möjligt exempelvis enligt nedanstående tabell 5.

**Tabell 5.** Översikt över matriser, parametrar och metoder som används vid konsekvensstudier.<sup>1</sup> Evira utreder även fiskars organoleptiska förstörelse. Kontaktuppgifter till laboratorierna finns i bilaga I (baseras på uppgifter från den 31 mars 2012).

Objekt	Parametrar	Metod	Utförs av
havsvatten	total oljehalt	fluorescensmätning	SYKE MK
havsvatten	alifatiska kolväten och PAH	gaskromatografi och/eller flytande kromatografi	SYKE LAB eller underleverantör
djur- och växtplankton	alifatiska kolväten och PAH	gaskromatografi och/eller flytande kromatografi	SYKE LAB eller underleverantör
ämnet som sedimenteras (seston)	alifatiska kolväten och PAH	gaskromatografi och/eller flytande kromatografi	SYKE LAB eller underleverantör
bottenorganismer	alifatiska kolväten och PAH	gaskromatografi och/eller flytande kromatografi	SYKE LAB eller underleverantör (t.ex. MetropoliLab)
sediment	alifatiska kolväten och PAH	gaskromatografi och/eller flytande kromatografi	SYKE LAB eller underleverantör
litoralväxter	alifatiska kolväten och PAH	gaskromatografi och/eller flytande kromatografi	SYKE LAB eller underleverantör
matfiskar	PAH och tungmetaller <sup>1</sup>	gaskromatografi och/eller flytande kromatografi, ICP/AAS-teknik	Evira eller underleverantör

## 6 Upprättandet av en helhetsbedömning av konsekvenserna

*Harri Kankaanpää, Heta Rousi*

För att kunna utreda de sammanlagda konsekvenserna av ett skadligt ämne måste man ta reda på hur man ska iaktta de delfaktorer som mäter oljeskadan, såsom biomarkörer, populationsförändringar eller halter av föreningar, och därigenom få en helhetsbild över hur allvarlig oljeskadan är.

När man gör en helhetsbedömning av oljekonsekvenserna bör man främst använda populationsförändringar efter oljeskadan vilka kan påvisa sambandet med oljeskadan. En populationsförändring kan mätas som förändringar i t.ex. antalet individer i hela populationen, populationens åldersfördelning eller antalet avkommor (även t.ex. i äggproduktionen). Då måste hänsyn tas till olika målpopulationer. Man måste bedöma hur allvarlig förändringen är för de olika organismerna och efter alla utredningar ska man göra en helhetsbedömning av allvaret i oljeskadans konsekvenser i ekosystemet. För detta ändamål kan man skapa ett index, dvs. en allvarlighetsskala.

Internationellt har bland annat biomarkörer använts för helhetsbedömningen av de skadliga ämnenas konsekvenser. Med laboratorieprov kan man ta reda på vilka konsekvenser olika halter i olika föreningar, såsom oljekolväten, får hos organismer (Peakall 1994, <http://www.springerlink.com/content/m0223417n37v2989/fulltext.pdf>).

Helhetsbedömningen av konsekvenserna görs en gång per år så länge uppföljningen av oljeskadan pågår. I helhetsbedömningen används en kalkylmodell som följer den ovan presenterade tankemodellen och baseras på en viktad sammanräkning av olika parametrar, exempelvis följande:

$$K = \frac{1}{3} \left( \sum_{i=1}^n P_i p_i n^{-1} + \sum_{j=1}^m V_j v_j m^{-1} + \sum_{k=1}^o C_k c_k o^{-1} \right)$$

I uträkningen är K = index som beskriver konsekvensens styrka (får värdena 0–1; 0 = ingen konsekvens, 1 = betydande konsekvenser)

n = antalet fall som används i populationskonsekvensen

P<sub>i</sub> = populationens förändring i på den steglösa skalan 0–1 (0 = ingen förändring; 1 = allvarlig förändring)

p<sub>i</sub> = respektive populationsförändrings viktningsfaktor (0–1) i helhetsbedömningen

m = antalet biologiska reaktionsparametrar

V<sub>j</sub> = storleken på den biologiska reaktionen på den steglösa skalan 0–1 (0 = ingen förändring; 1 = allvarlig förändring)

v<sub>j</sub> = respektive biologiska reaktions viktningsfaktor (0–1) i helhetsbedömningen

o = antalet relevanta kemiska föreningar (såsom de mest giftiga PAH-föreningarna) i bedömningen



$C_k$  = halten av relevanta kemiska föreningar på skalan 0–1 (0 = ej upptäckt 1 = halt som avsevärt överstiger gränsvärdena)

$c_k$  = viktningsfaktor för halter av de relevanta kemiska föreningarna (0–1) i helhetsbedömningen



Flygfotografi på olja som har läckt ut i havet och oljebekämpningen  
(Foto: Gränsbevakningsväsendet).

## 7 Rapportering och information

*Harri Kankaanpää, Ulla Luhtasela*

Medlemmarna i ÖVA-gruppen levererar sina resultat och slutsatser till den ansvariga aktören (SYKE). Förutom slutrapporteringen behöver de olika sektorerna även information under tiden. Evira informerar till exempel konsumenterna direkt via sina egna nätverk om begränsningar i användning av fiskar som livsmedel, m.m. Evira informerar i realtid.

SYKE ansvarar för att

- det informeras om oljeskadan och konsekvensuppföljningen
- det på basis av alla resultat skapas en sammanfattande rapport där man beskriver oljeskadans bakgrund och de noterade konsekvenserna under den valda tidsperioden
- rapporten distribueras fritt, åtminstone som en elektronisk version
- rapporten utarbetas för kartgränssnittet BORIS
- det på basis av de gjorda observationerna vidarebefordras tydlig information om oljeskadans följd effekter till de aktörer som är ansvariga för informationsförmedlingen.

7.1

### **RASFF – ett europeiskt system för snabb varning**

*Ulla Luhtasela*

Livsmedelssäkerhetsverket Evira fungerar som Finlands kontakt till EU:s varningssystem RASFF (Rapid Alert System for Food and Feed). I systemet ingår EU-kommissionen (DG SANCO), Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet EFSA och medlemsstaterna. Medlemsstaterna informerar kommissionen om de livsmedels- och foderpartier som de upptäcker är skadliga för hälsan. Kommissionen behandlar ärendet och vidarebefordrar informationen till alla medlemsstater så att de kan vidta åtgärder. Genom varningssystemet kan man snabbt informera om oljeskadans effekter på livsmedel om utredningsresultat visar att det är nödvändigt.

## 8 Kostnadstäckning

*Harri Kankaanpää, Heta Rousi*

När en oljeskada har inträffat är grundprincipen att de direkta kostnader som orsakas av ÖVA-verksamheten till en början betalas från SYKEs anslag. Till hjälp används vid behov internationella fonder. I kostnaderna ingår alla medverkande aktörers utgifter samt underleverans som är knuten till verksamheten, såsom laboratorietjänster (tabellerna 6 och 7). Den finska staten debiterar i slutänden, efter eventuella rättsprocesser, den som har orsakat oljeskadan för alla uppkomna utgiftsposter. En oljeskada som utlöser bekämpningsåtgärder utlöser även utredningsåtgärder. Därför är förorenaren skyldig att betala även för konsekvensstudierna. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF) behöver en plan för konsekvensstudier när de fattar sitt beslut angående finansiering. Därför måste en utredningsplan upprättas för dem i ett så tidigt skede av ÖVA-verksamheten som möjligt.

Kostnaderna för fartygsverksamhet har beräknats så att man för de två första oljeutredningarna ordnar separata forskningsresor med ett finskt forskningsfartyg. Den sammanlagda längden för dessa har beräknats till två veckors fältarbete på heltid. Utöver dessa ska det dessutom under det första året samlas prover vid 5–10 andra tillfällen. Under det andra året och därefter minskar den årliga provtagnings- och analysverksamheten till 20 procent jämfört med utgångsläget.

Senast från och med det andra året efter oljeskadan ska man sträva efter att inkludera oljeutredningarna i programmet för övriga expeditioner som genomförs (såsom de årliga uppföljningsresorna HELCOM COMBINE). Därigenom minskar provtagningskostnaderna avsevärt (till ca 1–2 extradygn på forskningsfartyget per expedition för ovannämnda resor).

Den största utgiftsposten förutom användning av fartyg är genomförandet av de kemiska analyserna på sediment-, vatten- och organismprover. Vad gäller de kemiska analyserna kan man använda forskningsinstitutens egna laboratorier eller underleverantörer, såsom Metropolilab. Med 2012 årets prisnivå kostar PAH-analyser som beställs via företaget Metropolilab (moms 0 €) på vattenprover 120 €/prov, sedimentprover 90 €/prov och biologiska prover ca 200 €/prov. På Eviras laboratorium kostar en PAH-analys på matfiskar 443,42 €/prov (moms 82,92 €) om man beställer analysen externt, men om arbetet ingår i Eviras egen kartläggning medför det inga extra kostnader inom ÖVA-verksamheten. Eviras mätningar avser matfiskar.

Den totala kostnaden för den årliga uppföljningen av oljeskadan under de år som följer efter det första verksamhetsåret beräknas uppgå till cirka 20 procent av kostnaderna under de första 12 månader oljeskadan inträffade (se även kapitlen 4.3 och 4.4). Om uppföljningen skulle fortsätta under ytterligare cirka fem år skulle den totala kostnaden under verksamhetsperioden kunna uppgå till högst ca 700 000 €, enligt tabellen nedan.

Utgångspunkten för fartygskostnaderna är att ett fartygsdygn kostar cirka 20 000 €. Kostnadsberäkningar angående de kemiska PAH-analyser som SYKE utför under

oljeskadeåret baseras på provtagning från cirka 10 stationer inom skadans verkningsområde och cirka 10 expeditioner per år. Då tas 100 samlingsprover på musslor per år. De biokemiska analyser som SYKE utför baseras på provtagning från cirka 300 stationer per år (tre replikat från varje station, då det totala antalet analyser skulle vara cirka 900 och priset/prov ca 100 €). De årliga fartygskostnaderna under åren för uppföljningsutredning baseras på att provtagningen inkluderas i de årliga expeditionerna, vilket enligt beräkningen skulle medföra fyra extradagar per år. Övriga årliga kostnader under uppföljningsåren baseras på att antalet utredningar är cirka 20 procent av utredningarna under oljeskadeåret.



Marinens fartyg Louhi (Foto: Jukka Pajala).

**Tabell 6.** En vägledande beräkning av de kostnader som uppkommer pga. ÖVA-verksamheten under de första 12 månader efter oljeskadan. Inkluderar inte VFFI:s exponeringsprover och biokemiska analyser. Kostnaderna har beräknats enligt 2012 års kostnadsnivå.

Kostnadstyp	Utredningskostnader (€) under oljeskadeåret
Sammansättning av beredskapsgruppen och dess verksamhet	inga extrakostnader, förutom eventuell övertid
Förvärv och underhåll av provtagningsutrustning	ca 5 000
Användning av forskningsfartygen Aranda och Muikku (sammanlagt ca två veckor +)	ca 280 000
Användning av kombinationsfartyget Louhi (2–3 dygn)	max. 50 000
Extrakostnader för användning av externa fartyg (bränsle m.m.)	max. 20 000
Provtagning utförd av SYKE (extrakostnader pga. traktamente till personal) Beräkning av bottenfauna (övertid)	ca 4 000 ca 10 000
HELCOM-oljeanalyser på havsvatten	ca 1 000
Upprättande av rapporter	ca 5 000
Informering	inga extrakostnader, förutom eventuell övertid
Övertid på institutioner under MM	ca 10 000
Verksamhet utförd av andra än miljöförvaltningen	max. 10 000
Kemiska analyser (PAH) Biokemiska analyser utförda av SYKE	max. 25 000 ca 100 000
Övriga mätningar av biologiska reaktioner utförda av ÖVA-gruppen	ca 50 000
<b>Summa</b>	<b>max. 570 000</b>

**Tabell 7.** En vägledande beräkning av de kostnader som uppkommer pga. ÖVA-verksamheten/år under uppföljningsåren 2–6 (över 12 månader efter skadan). Inkluderar inte VFFI:s exponeringsprover och biokemiska analyser. Kostnaderna har beräknats enligt 2012 års kostnadsnivå.

Kostnadstyp	Utredningskostnader (€) under oljeskadeåret
Sammansättning av beredskapsgruppen och dess verksamhet	inga extrakostnader, förutom eventuell övertid
Förvärv och underhåll av utrustning	ca 1 000
Användning av forskningsfartygen Aranda och Muikku (2 x 2 extradagar ombord per år)	ca 80 000
Användning av kombinationsfartyget Louhi	ca 10 000
Extrakostnader för användning av externa fartyg	max. 4 000
Provtagning utförd av SYKE (personalkostnader)	max. 800
HELCOM-oljeanalyser på havsvatten	max. 200
Upprättande av rapporter	max. 1 000
Informering	inga extrakostnader, förutom eventuell övertid
Övertid på institutioner under MM	max. 2 000
Verksamhet utförd av andra än miljöförvaltningen	max. 2 000
Kemiska analyser (PAH) Biokemiska analyser utförda av SYKE	max. 5 000 ca 20 000
Övriga mätningar av biologiska reaktioner utförda av ÖVA-gruppen	ca 10 000
<b>Summa</b>	<b>max. 135 000</b>





DEL C



## 9 Behov av ytterligare utredning

*Harri Kankaanpää, Heta Rousi*

För att få reda på utgångsläget före oljeskadan är det nödvändigt att mäta bakgrundsvärden. Information om bakgrundshalter finns endast för den totala oljan i ytvattnet på öppet hav (det finns ingen uppföljningsinformation från kustregioner). Vad gäller övriga medium och parametrar (såsom biologiska reaktioner som beskriver organismers hälsotillstånd) som har att göra med ÖVA-verksamheten finns det inte tillräckligt med information från något område.

Vid en bakgrundsutredning utnyttjas forskningsfartyget Muikkus årliga uppföljningsresa längs kusten samt havsforskningsfartyget Arandas HELCOM COMBINE-uppföljningsresor 2–3 gånger per år. Under dessa resor samlar man in de prover som behövs för bakgrundsutredning och analyserar de totala oljehalterna. Övriga analyser utförs i land.

### 9.1

#### **Analys av basnivån på oljekolväten och biologiska reaktioner hos utvalda organismer 2013 eller 2014**

Organismprover från Finlands marina region samlas in i samband med de årliga uppföljningarna som SYKE anordnar (Aranda och Muikku) vad gäller andra biomaterial än fiskar (mätning av basnivån för dessa avtalas med VFFI och Evira). De kemiska analyserna av proverna utförs på SYKEs eller Metropolilabs laboratorier. Bakgrundsnivån för de biologiska reaktionerna hos organismer (främst *Mytilus trossulus* och *Macoma balthica*) utreds vid SYKEs havscentrum.

### 9.2

#### **Bakgrundshalter på havsvattnet längs kusten**

Kustvatten ingår inte i HELCOM COMBINE-uppföljningen. Under forskningsfartyget Muikkus årliga expeditioner samlar man in prover i Finska viken för mätningsskampanjen. I övriga marina regioner samlas proverna från havsforskningsfartyget Aranda på områden där djupet är tillräckligt. I övrigt tar man hjälp av Gränsbevakningssväsendets och/eller Sjöräddningssällskapets fartyg. Från Aranda kan man på en och samma gång ta flera vattenprover på öppet hav än normalt.

Vad gäller Aranda utförs analyserna av totala oljehalter direkt ombord på fartyget. Prover från andra fartyg analyseras antingen på Arandas laboratorium eller på laboratoriet på SYKEs havscentrum.



SYKEs forskningsfartyget Aranda (Foto: Jan-Erik Bruun/SYKE).

### 9.3

## Kostnadsberäkning

Tabell 8 visar kostnaderna som uppstår pga. kampanjer för bakgrundsmätning. Kostnaderna för PAH-analyser av havsvatten, organismer och sedimentprover baseras på antagandet att man under bakgrundsmätningarna tar 20 vattenprover (20 områden) och 30 organismprover (30 områden) per organismgrupp som ska undersökas (bottenfauna, fiskar, djurplankton, växtplankton, vattenväxter/alger). Kostnaderna baseras på de priser som anges i kapitel 8. Mätningarna av biologiska reaktioner baseras på antagandet att det i biomarkörutredningen ingår cirka 30 stationer och att man på de prover som tas på stationerna gör cirka 100 analyser, som kostar cirka 100 € per styck.

**Tabell 8.** En vägledande beräkning av kostnaderna som uppkommer pga. bakgrundsutredning. Kostnaderna har beräknats enligt 2012 års kostnadsnivå.

Kostnadstyp	Utredningskostnader (€)
Forskningsfartyget Aranda (Bottniska viken, Skärgårdshavet, Norra Östersjön, Finska viken ca 4 extradygn)	ca 80 000
Forskningsfartyget Muikku (Finska viken, ca 2 extradygn)	ca 20 000
Provtagning och analysverksamhet ombord (extra traktamente)	ca 1 000
HELCOM-oljeanalyser på havsvatten (extrakostnader för reagens)	ca 500
Extrakostnader för användning av externa fartyg (bränsle)	ca 5 000
PAH-analyser (havsvatten, organismer, sediment)	ca 26 400
Mätning av biologiska reaktioner	ca 20 000
<b>Summa</b>	<b>ca 152 900</b>

## 10 Tack

Upphovsmännen tackar oljeskyddsfonden och miljöministeriet för finansieringen av projektet. Vi tackar alla skribenter för sakkunnig hjälp och Magnus Nyström och Heli Haapasaari för övervakningen av arbetet och för värdefulla råd. Tack till Tom Lundell, Lasse Kämäräinen, Vanessa Klötzer, Ari Laine, Jukka Pajala, Jari Rintamaa, Jouko Pirttijärvi, Kati tahvonen och Meri Hietala för samarbetet angående oljans konsekvensstudier. Vi tackar även Erik Bonsdorff, Pasi Laihonen, Jouni Lehtoranta och Alf Norkko för synpunkter och experthjälp. Tack till Ritva Koskinen och Katariina Matalamäki för grafisk planering av publikationen, och till Pasanet för översättning av publikationen.

## KÄLLOR

- Albers, P. H. 2003. Petroleum and individual polycyclic aromatic hydrocarbons. I: Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton, G. A. Jr. & Cairns, J. Jr. (red.), *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, s. 341–371. ISBN 1566705460.
- Bellas, J. & Thor, P. 2007. Effects of selected PAHs on reproduction and survival of the calanoid copepod *Acartia tonsa*. *Ecotoxicology* 16: 465–474.
- Berdugo, V., Harris, R. P. & O'Hara, S. C. M. 1977. The effect of petroleum hydrocarbons on reproduction of an estuarine planktonic copepod in laboratory cultures. *Mar Pollut Bull* 8: 138–143.
- Binderup, M.-L., Duedahl-Olesen, L., Einarsson, S., Fabech, B., Lundebye-Haldorsen, A.-K., Johnsson, H., Knutsen, H. K., Müller, A. K., Vuorinen, P. J. & Wiborg, M. L. 2004. *The effect of oil spills on seafood safety – An example of the application of the Nordic risk analysis model*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 214 s. ISBN 9289310561.
- Björkas, K. 1980. Meressä ajelehtineen ja tuoreen raakaöljyn suhteellinen toksisuus eräille vesieläimille. I: Pfister, K. (red.), *Itämeren öljyvahinko 1979*. Sisäasiainministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Helsinki, s. 131–138. ISBN 9514648625.
- Björklöf, K., Salminen, J., Sainio, P., & Jørgensen, K. 2008. Degradation rates of aged petroleum hydrocarbons are likely to be mass transfer dependent in the field. *Environ Geochem Health* 30:101–107.
- Bock, M., Kämpfer, P., Bosecker, K. & Dott, W. 1994. Isolation and characterization of heterotrophic, aerobic bacteria from oil storage caverns in northern Germany. *Appl Microbiol Biot* 42: 463–468.
- Boehm, P. D., Steinhauer, M. S., Green, D. R., Fowler, B., Humphrey, B., Fiest, D. L. & Cretney, W. J. 1987. Comparative fate of chemically dispersed and beached crude oil in subtidal sediments of the arctic nearshore. *Arctic* 40: 133–148.
- Bonin, P. & Raymond, N. 1990. Effect of oxygen on denitrification in marine sediments. *Hydrobiologia* 207: 115–122.
- Bonsdorff, E. 1980. Öljyvahingon vaikutus ranta- ja pohjaeläimistöön. I: Pfister, K. (red.), *Itämeren öljyvahinko 1979*. Sisäasiainministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Helsinki, s. 106–121. ISBN 9514648625.
- Bordoloi, N. K. & Konwar, B. K. 2009. Bacterial biosurfactant in enhancing solubility and metabolism of petroleum hydrocarbons. *J Hazard Mat* 170: 495–505.
- Brodkorb, T. S. & Legge, R. L. 1992. Enhanced biodegradation of phenanthrene in oil-tar contaminated soils supplemented with *Phanerochaete chrysosporium*. *Appl Environ Microbiol* 58: 3 117–3 121.
- Burk, C. J. 1977. A four year analysis of vegetation following an oil spill in a freshwater marsh. *J Appl Ecol* 14: 515–522.
- CEN/TR 2008. *Oil spill identification. Waterborne petroleum and petroleum products. Analytical methodology and interpretation of results*. 112 s. ISBN 978058060617 5.
- Clark, Jr. R. C. & Blumer, M. 1967. Distribution of n-paraffins in marine organisms and sediment. *Limnol Oceanogr* 12: 79–87.
- Committee on Oil in the Sea 1985. Inputs, Fates and Effects. Ocean Studies Board and Marine Board. Divisions of Earth and Life Studies and Transportation Research Board. National Research Council, Washington D. C., 280 s. ISBN 0309084385.
- Del'Arco, J. P. & de França, F. P. 1999. Biodegradation of crude oil in sandy sediment. *Int Biodeter Biodegr* 44: 87–92.
- Dybern, B. I. & Fonselius, S. H. 1981. Pollution. I: Voipio A. (red.), *The Baltic Sea*. Elsevier, Amsterdam, s. 35–380. ISBN 0444418849.
- Ehrhardt, M. & Burns, K. A. 1999. Preparation of lipophilic organic seawater concentrates. I: Grasshof K., Kremlin K., Ehrhardt M. (red.), Tredje tryckningen, *Methods of Seawater Analysis*, Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim, s. 445–452. ISBN: 9783527613984.
- Elmgren, R., Hansson, S., Larsson, U. & Sundelin, B. 1979. Impact on deep soft bottoms. I: University of Stockholm (red.), *The Tsesis oil spill*. A cooperative international investigation. University of Stockholm. <http://www.archive.org/stream/thesisetsisoi00ask#page/n1/mode/2up>
- Emeis, K.-C., Struck, U., Leipe, T., Pollehne, F., Kunzendorf, H. & Christiansen, C. 2000. Changes in the C, N, P burial rates in some Baltic Sea sediments over the last 150 years – relevance to P regeneration rates and the phosphorus cycle. *Mar Geol*, 167: 43–59.
- Engelhardt, F. R., Geraci, J. R. & Smith, T. G. 1977. Uptake and clearance of petroleum hydrocarbons in the ringed seal, *Phoca hispida*. *J Fish Res Board Can* 34: 1 143–1 147.
- Esler, D., Bowman, T. D., Trust, K. A., Ballachey, B. E., Dean, T. A., Jewett, S. C. & O'Clair, C. E. 2002. Harlequin duck population recovery following the Exxon Valdez oil spill: progress, process and constraints. *Mar Ecol-Prog Ser* 241: 271–286.
- EU-kommissionens provtagningsförfordning 333/2007 (och dess ändring 836/2011) <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:088:0029:0038:FI:PDFhttp://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:215:0009:0016:FI:PDF>
- EU-kommissionens förordning om främmande ämnen 1881/2006 (och dess ändringar) <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2006R1881:20110520:FI:PDFhttp://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:215:0009:0016:FI:PDF>
- Fingas, M. E. 2001. *The basics of oil spill cleanup*. Lewis Publisher, Boca Raton, 233 s. ISBN 1566705371.
- Fossato, V. U. 1975. Elimination of hydrocarbon by mussels. *Mar Pollut Bull* 6: 7–10.



- Fritsche, W. & Hofrichter, M. 2005. Aerobic degradation of recalcitrant organic compounds by microorganisms. I: Jördening, H.-J. & Winter, J. (red.), *Environmental biotechnology*. Wiley-VCH, Weinheim, s. 203–227. ISBN 9783527604289.
- Froelich, P. N., Klinkhammer, G. P., Bender, M. L., Luedtke, N. A., Heath, G. R., Cullen, D., Dauphin, P., Hammond, D. & Hartman, B. 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochim Cosmochim Acta*, 43: 1 075–1 090.
- Frost, K. J., Lowry, L. F., Sinclair, E. H., Ver Hoef, J. & McAllister, D. C. 1994. Impacts on distribution, abundance, and productivity of harbor seals. I: Loughlin T. R. (red.), *Marine Mammals and the Exxon Valdez*. Academic Press, San Diego, s. 97–118.
- Gallienne, C. P. & Robins, D. P. 2001. Is Oithona the most important copepod in the world's oceans? *J Plankton Res* 23: 1 421–1 432.
- Ganning, B. & Billing, U. 1974. Effects on community metabolism of oil and chemically dispersed oil on Baltic bladder wrack, *Fucus vesiculosus*. I: Beynon, L. R. & Cowell, E. B. (red.), *Ecological Aspects of Toxicity Testing of Oils and Dispersants*. Appl. Sci. Publ. Ltd., England.
- Geraci, J. R. & Smith, T. G. 1976. Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. *J Fish Res Board Can* 33: 1 967–1 984.
- Gomez Gesteira, J. L. & Dauvin, J. C. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Mar Pollut Bull* 40: 1 017–1 027.
- Hawkins, S. J., Gibbs, P. E., Pope, N. D., Burt, G. R., Chesman, B. S., Bray, S., Proud, S. V., Spence, S. K., Southward, A. J. & Langston, W. J. 2002. Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies. *Mar Environ Res* 54: 215–222.
- Hazen T. C., Dubinsky E. A., DeSantis T. Z., Andersen G. L., Piceno Y. M., Singh N., Jansson J. K., Probst A., Borglin S. E., Fortney J. L., Stringfellow W. T., Bill M., Conrad M. E., Tom L. M., Chavarria K. L., Alusi T. R., Lamendella R., Joyner D. C., Spier C., Baelum J., Auer M., Zemla M. L., Chackraborty R., Sonnenthal E. L., D'Haeseleer P., Holman H.-Y. N., Osman S., Lu Z., Van Nostrand J. D., Deng Y., Zhou J. & Mason O. U. 2010. Deep-sea oil plume enriches indigenous oil-degrading bacteria. *Science* 330: 204–208.
- Hayes M. O., Hoff R., Michel J., Scholz D. & Shigenaka G. 1992. *An introduction to coastal habitats and biological resources for spill response*, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.
- HELCOM, Annex C-8. Soft bottom macrozoobenthos. [http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en\\_GB/annex8](http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en_GB/annex8)
- Helle, I. 2009. *Modelling the effectiveness of oil combating from an ecological perspective - a Bayesian network approach for the Gulf of Finland*, University of Technology, Helsinki, 98 s.
- Herlemann, D. P. R., Labrenz, M., Jürgens, K., Bertilsson, S., Wanek, J. J. & Andersson, A. F. 2011. Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. *ISME J* 5: 157–1 579.
- Hudd, R., Urho, L. & Lehtonen, H. 1987. Selvitys Merenkurkussa tapahtuneen m/s Eiran öljypäästön vaikutuksista kaloihin ja kalastukseen. I: Koivusaari J. (red.), *M/s Eiran öljyvahingon ympäristövaikutukset Merenkurkussa 1984*. Ympäristöministeriö, ympäristö- ja luonnonsuojeluosasto, Helsinki, s. 127–337. ISBN 9514701542.
- Häkkinen, I. 1980. Saaristolinnustossa 1970-luvulla tapahtuneet muutokset. I: Pfister, K. (red.), *Itämeren öljyvahinko 1979*. Sisäasiainministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Helsinki, 183–192. ISBN 9514648625.
- Incardona, J., Carls, M., Day, H., Sloan, C., Bolton, J., Colloer, T. & Scholz, N. 2009. Cardiac arrhythmia is the primary response of embryonic Pacific herring (*Clupea pallasii*) exposed to crude oil during weathering. *Environ Sci Technol* 43: 201–207.
- Inrikesministeriet 2008. *Suuronnettomuuksien ja ympäristötuhojen torjunta*. Sisäisen turvallisuuden ohjelman valmisteluun osallistuneen asiantuntijaryhmän loppuraportti, Helsinki.
- Jacobs, R. P. W. M. 1980. Effects of the Amoco Cadiz oil spill on the seagrass community at Roscoff with special reference to the benthic infauna. *Mar Ecol-Prog Ser* 2: 207–212.
- Johansson, S., Larsson, U. & Boehm, P. 1980. The Tsesis oil spill impact on the pelagic ecosystem. *Mar Pollut Bull* 11: 284–293.
- Jonsson, P. & Carman, R. 1994. Changes in deposition of organic matter and nutrients in the Baltic Sea during the twentieth century. *Mar Pollut Bull* 28: 417–426.
- Kankaanpää, H. 2008. Orgaaniset haitta-aineet. I: Mika Raateoja (red.), *Meri*. Report Series of the Finnish Institute of Marine Research No. 64, Helsinki, s. 41–43. ISBN 9789515331441.
- Kennish, M. J. 1997. *Practical handbook of estuarine and marine pollution*. CRC Press, Boca Raton, 524 s. ISBN 0849384249.
- Koskinen, K., Hultman, J., Paulin, L., Auvinen, P. & Kankaanpää, H. 2011. Spatially differing bacterial communities in water columns of the northern Baltic Sea. *Microb Ecol* 75: 99–110.
- Kostka, J. E., Prakash, O., Overholt, W. A., Green, S. J., Freyer, G., Canion, A., Delgardio, J., Norton, N., Hazen, T. C. & Huettel, M. 2011. Hydrocarbon-degrading bacteria and the bacterial community response in Gulf of Mexico beach sands impacted by the Deepwater Horizon oil spill. *Appl Environ Microb* 77: 7 962–7 974.
- Kowalewska, G. & Konat, J. 1997. Distribution of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the southern Baltic Sea. *Oceanologia* 39: 83–104.
- Koivusaari, J. 1987. *M/s Eiran öljyvahingon ympäristövaikutukset Merenkurkussa 1984*. Ympäristöministeriö, ympäristö- ja luonnonsuojeluosasto, Helsinki, 473 s. ISBN 9514701542.

- Lappalainen, A. & Kangas, P. 1980. Meribiologinen tutkimusohjelma Suomen kulkuvesillä tapahtuvissa öljyvahingoissa. I: Pfister K. (toim.), *Itämeren öljyvahinko 1979*. Sisäasiainministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Helsinki, s. 241–276. ISBN 9514648625.
- Lecklin, T., Ryömä, R. & Kuikka, S. 2011. A Bayesian network for analyzing biological acute and long-term impacts of an oil spill in the Gulf of Finland. *Mar Pollut Bull* 62: 2 822–2 835.
- Lee, R. F., Sauerheber, R. & Benson, A. A. 1972. Petroleum hydrocarbons: uptake and discharge by the marine mussel *Mytilus edulis*. *Science* 177: 344–346.
- Leppäkoski, E. 1973. Effects of an oil spill in the Northern Baltic. *Mar Pollut Bull* 6: 93–94.
- Li, M. & Garrett, C. 1998. The relationship between oil droplet size and upper ocean turbulence. *Mar Pollut Bull* 36: 961–970.
- Li, Z., Kepkay, P., Lee, K., King, T., Boufadel, M.C. & Venosa, A. 2007. Effects of chemical dispersants and mineral fines on crude oil dispersion in a wave tank under breaking waves. *Mar Pollut Bull* 54: 983–993.
- Lindén, O. 1979. History of the spill. *The Tsesis oil spill*. A cooperative international investigation. University of Stockholm. <http://www.archive.org/stream/thesisietseisoi00ask#page/n1/mode/2up>
- Lindén, O. & Foberg, M. 1979. Measurements of byssus formation among blue mussel *Mytilus edulis*. I: University of Stockholm (red.), *The Tsesis oil spill*. A cooperative international investigation. University of Stockholm. <http://www.archive.org/stream/thesisietseisoi00ask#page/n1/mode/2up>
- Lindén, O., Elmgren, R. & Westin, L. 1979. Discussion. I: University of Stockholm (red.), *The Tsesis oil spill*. A cooperative international investigation. University of Stockholm. <http://www.archive.org/stream/thesisietseisoi00ask#page/n1/mode/2up>
- Lindgren, C. & Lindblom, E. 2004. *Short-term effects of accidental oil pollution in waters of the Nordic Countries*. Swedish Environmental Research Institute, Stockholm 48 s.
- Lindstrom, J. E., Prince, R. C., Clark, J. C., Grossman, M. J., Yeager, T. R., Braddock, J. F., & Brown, E. J. 1991. Microbial populations and hydrocarbon biodegradation potentials in fertilized shoreline sediments affected by the T/V Exxon Valdez oil spill. *Appl Environ Microbiol* 57: 2 514–2 522.
- Lotufo, G. R. 1997. Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod: effects on survival, feeding, reproduction and behavior. *Mar Environ Res* 44: 149–166.
- Mackay, D. 1985. The physical and chemical fate of spilled oil. I: Engelhardt, F.R. (red.), *Petroleum Effects in the Arctic Environment*. Elsevier, London, s. 37–61.
- Miller, M. C., Alexander, V. & Barsdate, R. 1978. The effects of oil spills on phytoplankton in an arctic lake and ponds. *Arctic* 31: 192–218.
- Moles, A. 1998. Sensitivity of 10 aquatic species to long-term crude oil exposure. *Bull Environ Contam Toxicol* 61: 102–107.
- Mortimer, C. H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, *I J Ecol* 29: 280–329.
- Mustonen, M. & Tulkki, P. 1972. Bottom fauna of the oil polluted area. *Aqua Fennica* 137–141.
- Neff, J. M. 1979. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment: Sources, Fates and Biological Effects*. Elsevier, Essex.
- Notini, M. 1979. Effects of the Tsesis oil spill on fucus macrofauna. I: University of Stockholm (red.), *The Tsesis oil spill*. A cooperative international investigation. University of Stockholm.
- Nyman, C., Lax, H.-G. & Vainio, T. 1987. M/s Eiran öljypäästö; vaikutukset veden laatuun ja pohjaeliöihin. I: Koivusaari J. (red.), *M/s Eiran öljyvahingon ympäristövaikutukset Merenkurkussa 1984*. Ympäristöministeriö, ympäristö- ja luonnosuojeluosasto, Helsinki. ISBN 9514701542.
- Ott, F. S., Harris, R. P. & O'Hara, S. C. M. 1978. Acute and sublethal toxicity of naphthalene and three methylated derivatives to the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. *Mar Environ Res* 1: 49–58.
- Page, C. A., Bonner, J. S., Sumner, P. L., McDonald, T. J., Autenrieth, R. L., & Fuller, C. B. 2000. Behavior of a chemically-dispersed oil and a whole oil on a near-shore environment. *Water Res* 34: 2 507–2 516.
- Pahtamaa, T., Hildén, O., Koivusaari, J. & Missonen, T. 1987. Öljyonnettomuuden vaikutukset Merenkurkun linnustoon. I: Koivusaari, J. (red.), *M/s Eiran öljyvahingon ympäristövaikutukset Merenkurkussa 1984*. Ympäristöministeriö, ympäristö- ja luonnosuojeluosasto, Helsinki. ISBN 9514701542.
- Parmanne, R. & Axell, M.-B. 1980. Öljyvahingon vaikutus kilohailin lisääntymiseen varsinaisen Itämeren pohjoisosassa. I: Pfister, K. (red.), *Itämeren öljyvahinko 1979*. Sisäasiainministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Helsinki, s. 69–76. ISBN 9514648625.
- Peakall, D. B. 1994. The role of biomarkers in environmental assessment (1). Introduction. *Ecotoxicology* 3: 157–160.
- Pelkonen, K. & Tulkki, P. 1972. The littoral fauna of the oil polluted area. *Aqua Fennica* 129–136.
- Percy, J. A. 1977. Responses of arctic marine benthic crustaceans to sediments contaminated with crude oil. *Environ Pollut* 13: 1–9.
- Percy, J. A. 1982. Benthic and intertidal organisms. I: Sprague J. B., Vandermeulen J. H. & Wells P. G. (red.), *Oil and Dispersants in Canadian Seas: Research Appraisal and Recommendations*. Economic and Technical Review Report EPS-3-EC-82-2, Ottawa, s. 87–105. ISBN 0662119959.
- Peterson, C. H., Rice, S. D., Short, J. W., Esler, D., Bodkin, J. L., Ballachey, B. E. & Irons, D. B. 2003. Long-term ecosystem response to the Exxon-Valdez oil spill. *Science* 302: 2 082–2 086.
- Pezeshki, S. R., Hester, M. V., Lin, Q. & Nyman, J. A. 2000. The effects of oil spill and clean-up on dominant US gulf coast marsh macrophytes: a review. *Environ Pollut* 108: 129–139.
- Pfister, K. 1980. Öljyvahingon jälkivaiheet. I: Pfister K. (red.), *Itämeren öljyvahinko 1979*. Sisäasiainministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Helsinki, s. 33–50. ISBN 9514648625.

- Pikkarainen, A.-L. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Baltic Sea sediments. *Polycycl Aromatic Comp* 24: 667–679.
- Pikkarainen, A.-L. 2008. *Organic contaminants – occurrence and biological effects in the Baltic Sea*. Dissertation. University of Helsinki, Faculty of Science, Department of Chemistry, Helsinki, 49 s. ISBN 0444418849.
- Pikkarainen, A.-L. & Lemponen P. 2005. Petroleum hydrocarbon concentrations in Baltic Sea subsurface water. *Boreal Environ Res* 10: 125–134.
- Poulet, S. A., Ianora, A., Laabir, M. & Klein Breteler, W. C. M. 1995. Towards the measurement of secondary production and recruitment in copepods. *ICES J Mar Sci* 52: 359–368.
- Rabalais, N. N. 2011. Troubled waters of the Gulf of Mexico. *Oceanography* 24: 200–211, doi:10.5670/oceanog.2011.44.
- Ravanko, O. 1971. MT Palvan öljyn vaikutus ranta- ja vesikasvillisuuteen Kökarin saaristossa. *Ympäristö ja terveys* 8: 85–87.
- Ricking, M. & Schulz, H. M. 2002. PAH profiles in sediment cores from the Baltic Sea. *Mar Pollut Bull* 44: 565–570.
- Robertson, A. 1998. Petroleum hydrocarbons. I: Wilson S.J., Murray J.L., Huntington H.P. (red.), *AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues*. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, s. 661–701.
- Rumohr, H., Bonsdorff, E. & Pearson, T. H. 1996. Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats. *Arch Fish Mar Res* 44: 179–214.
- Rydén, L., Migula, P. & Andersson, M. 2003. *Environmental science: understanding, protecting and managing the environment in the Baltic Sea region*. Baltic University Press, Uppsala.
- Saha, M. K. & Konar, S. K. 1985. Chronic effects of petroleum refinery effluent on aquatic ecosystem. *Environ Ecol* 3: 17–20.
- Salminen, J.M., Tuomi, P.M., Suortti, A.-M. & Jørgensen, K.S. 2004. Potential for aerobic and anaerobic biodegradation of petroleum hydrocarbons in boreal subsurface. *Biodegradation* 15: 29–39.
- Salminen, J. M., Tuomi, P. M. & Jørgensen, K. S. 2008. Functional gene abundances (nahAc, alkB, xylE) in the assessment of the efficacy of bioremediation. *Appl Biochem Biotechnol* 151: 638–652.
- Sanders, H. J., Grassler, F. & Hampson, G. R. 1972. *The West Falmouth oil spill I: Biology*. Woods Hole Oceanographic Institute, MA.
- Scholz, D., Michel, J., Shigenaka, G. & Hoff, R. 1992. Biological resources. I: Hayes M., Hoff R., Michel J., Scholz D. & Shigenaka G. (red.), *Introduction to coastal habitats and biological resources for spill response*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.
- Schulz, H.-M. & Emeis, K.-C. 2000. Sources and pathways of natural and anthropogenic hydrocarbons into the natural dump Arkona Basin (southern Baltic Sea). *Environ Geol* 39: 839–848.
- Shaw, D. G. 1977. Hydrocarbons in the Water Column. I: Wolfe D.A. (red.), *Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Organisms and Ecosystems*. Pergamon Press, New York, s. 8–18.
- Sikkema, J., deBont, J.A.M. & Poolman, B. 1995. Mechanisms of membrane toxicity of hydrocarbons. *Microb Rev* 59: 201–222.
- Sjöberg, M. & Ball, J. P. 2000. Grey seal, *Halichoerus grypus*, habitat selection around haulout sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging? *Can J Zool* 78: 1 661–1 667.
- Soikkeli, M. & Virtanen, J. 1972. Effects of oil pollution on the eider (*Somateria mollissima*) population in the archipelagos of Kökar and Föglö, southwestern Finland. *Aqua Fennica* 122–128.
- Stenman, O. 1980. Öljyn vaikutus hylkeisiin. I: Pfister, K. (red.), *Itämeren öljyvuohinko 1979*. Sisäasiainministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Helsinki, 203–206. ISBN 9514648625.
- Sterling, Jr., M. C., Bonner, J. S., Page, C. A., Fuller, C. B., Ernest, A. N. S. & Autenrieth, R. L. 2004. Modeling crude oil droplet-sediment aggregation in nearshore waters. *Environ Sci Technol* 38: 4 627–4 634.
- Suomalainen, S. 1980. Kokeellinen tutkimus maihin ajeltuneen raakaöljyn vaikutuksista ylimmän rantavyöhykkeen kasvillisuuteen. I: Pfister, K. (red.), *Itämeren öljyvuohinko 1979*. Sisäasiainministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Helsinki, s. 139–143. ISBN 9514648625.
- Tuvikene, A. 1995. Responses of fish to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ann Zool Fennici* 32: 295–309.
- Valanko, S. 2012. Dispersal and metacommunity dynamics in a soft-sediment benthic system – how well is the seafloor connected? Ph.D. Thesis. Åbo Akademi University: Finland.
- Van Bernem, K. H. 1982. Effect of experimental crude oil contamination on abundance, mortality and resettlement of representative mud flat organisms in the mesohaline area of the Elbe estuary. *Neth J Sea Res* 16: 538–546.
- Vetenskapliga kommittén för livsmedel (SCF). Opinion of the Scientific Committee on Food on the risks to human health of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in food (2002). [http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out153\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out153_en.pdf)
- Viitasalo, M. 1992. Mesozooplankton of the Gulf of Finland and northern Baltic Proper. A review of monitoring data (1992). *Ophelia* 35: 147–168.
- Wake, H. 2005. Oil refineries: a review of their ecological impacts on the aquatic environment. *Estuar Coast Mar Sci* 62: 131–140.
- Wells, P.G. & Percy, J.A. 1985. Effects of oil on arctic invertebrates. I: Engelhardt F.R. (red.), *Petroleum Effects in the Arctic Environment*. Elsevier, London, s. 101–156.

- Weise, A. M., Nalewajko, C. & Lee, K. 1999. Oil-mineral fine interactions facilitate oil biodegradation in sea-water. *Environ Technol* 20: 811–824.
- Widdel F & Rabus R. 2001. Anaerobic biodegradation of saturated and aromatic hydrocarbons. *Curr Opin Biotechnol* 12: 259–276.
- Wiese, F. K. & Ryan, P. C. 2003. The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984-1999. *Mar Pollut Bull* 46: 1 090–1 101.
- Witt, G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments of the Baltic Sea. *Mar Pollut Bull* 31: 237–248.
- Witt, G. & Trost, E. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and of the German coastal waters. *Chemosphere* 38: 1 603–1 614.
- Witt, G. & Siegel, H. 2000. The Consequences of the Oder Flood in 1997 on the Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Oder River Estuary (1999). *Mar Pollut Bull* 40: 1 124–1 131.
- Witt, G. & Matthäus, W. 2001. The impact of Salt Water Inflows on the distribution of PAHs in the deep water of the Baltic Sea. *Mar Chem* 74: 279–301.
- Yakimov, M. M., Gentile, G., Bruni, V., Cappello, S., D'Auria, G., Golyshin, P. N. & Giuliano, L. 2004. Crude oil-induced structural shift of coastal bacterial communities of rod bay (Terra Nova Bay, Ross Sea, Antarctica) and characterization of cultured cold-adapted hydrocarbonoclastic bacteria. *Fems Microbiol Ecol* 49: 419–432.
- Youngblood, W. W. & Blumer, M. 1973. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment: homologous series in soils and recent marine sediments. *Geochim Cosmochim Ac* 39: 1 303–1 314.
- Zengler, K., Richnow, H.H., Rosselló-Mora, R., Michaelis, W. & Widdel, F. 1999. Methane formation from long-chain alkanes by anaerobic microorganisms. *Nature* 401: 266–269.
- Österblom, H., Jeugd, H. P. V. D. & Olsson, O. 2004. Adult survival and avian cholera in Common Guillemots *Uria aalge* in the Baltic Sea. *Ibis* 146: 531–534.

Bilaga I.  
Kontaktppgifter till ÖVA-gruppen, intressentgrupper, stöddaktörer och laboratorier baserade på uppgifter från 31.3.2012.  
Kontaktppgifter till ÖVA (Gruppen för utredning av ekologiska oljekonsekvenser) (baserade på uppgifter från 31.3.2012):

ÖVA-gruppens ansvariga/SYKEs kontaktperson	VFFI:s kontaktperson	Eviras kontaktperson	Helsingfors universitets kontaktperson	Åbo Akademis kontaktpersoner
Specialforskare Harri Kankaanpää, Finlands miljöcentral, Havscen- trum, Häkansäkersvägen 6, PB 140, 00251 Helsingfors har- ri.kankaanpaa@ymparisto.fi 0401823185	Fisktoxilog Pekka J. Vuorinen, Vilt- och fiskeriforskningsinstitu- tet Viksbågen 4 PB 2, 00791 Helsingfors pekka.vuorinen@rktl.fi 040 732 7357	Överinspektör Pirkko Kostamo Livsmedelssäkerhetsverket Mus- tialagatan 3, 00790 Helsingfors pirkko.kostamo@evira.fi 050 386 8436	Tutkija Riikka Venesjärvi Merikot- ka, Heikinkatu 7, 48100 Kotka riikka.venesjarvi@helsinki.fi 0504150609	Föreståndare, Husö biologiska station Johanna Mattila Åbo Akademi, Miljö- och marinbiologi, Artil- lerigatan 6, 20520 Åbo johanna. mattila@abo.fi 02 215 4384  Dosent Christoffer Boström Åbo Akademi, Miljö- och marinbiologi, Artillerigatan 6, 20520 Åbo och Skärgårdscentrum Korpoström FI-21701 Korpoström Finland christoffer.bostrom@abo.fi 022 215 3466



Kontaktoppgifter till EVA (Beredskapsgruppen för ekologiska konsekvenser) (baserade på uppgifter från 31.3.2012):

EVA-A Beredskapsgruppens ansvariga	EVA-B Ansvarig för ekologiska konsekvenser	EVA-C Utvecklingschef för SYKES fartygsverksamhet	EVA-D Ansvarig för SYKES olje- provtagning	EVA-E Ansvarig för SYKES olje- analys
Specialforskare Harri Kankaanpää Finlands miljöcentral, Havscentrum Håkansäkersvägen 6, PB 140, 00251 Helsingfors harri.kankaanpaa@ymparisto.fi 0401823185	Specialforskare Kari Lehtonen Finlands miljöcentral Havscentrum Erik Palméns plats 1, PB 140, 00251 Helsingfors kari.lehtonen@ymparisto.fi 040 7030 305	Juha Flankman Finlands miljöcentral, Havscentrum, Mechelingsgatan 34 a, PB 140, 00251 Helsingfors juha.flankman@ymparisto.fi 040 750 3911	Sjöanalytiker Jere Riikonen, Finlands miljöcentral, Havscentrum, Erik Palméns plats 1, PB 140, 00251 Helsingfors jere.riikonen@ymparisto.fi 040 182 3311	Specialforskare Harri Kankaanpää, Finlands miljöcentral Havscentrum Håkansäkersvägen 6, PB 140, 00251 Helsingfors harri.kankaanpaa@ymparisto.fi 0401823185
Ersättare: Forskare Heta Rousi Finlands miljöcentral, Havscentrum, Mechelingsgatan 34 a, PB 140, 00251 Helsingfors heta.rousii@ymparisto.fi 0400148835	Ersättare: Professor Markku Viitasalo Finlands miljöcentral, Havscentrum, Mechelingsgatan 34 a, PB 140, 00251 Helsingfors markku.viitasalo@ymparisto.fi 0405034848	Ersättare: Aldre planerare Panu Hänninen Finlands miljöcentral, Havscentrum, Mechelingsgatan 34 a, PB 140, 00251 Helsingfors panu.hanninen@ymparisto.fi 040 182 3180	Ersättare: Sjöanalytiker Kirsi Hyvärinen Finlands miljöcentral, Havscentrum, Erik Palméns plats 1, PB 140, 00251 Helsingfors kirsi.hyvarinen@ymparisto.fi 040 182 3176	
EVA-F HELCOM-övervakningens oljeprovtagare 3 st				
Sjöanalytikerna Jere Riikonen, Kirsi Hyvärinen och Tanja Kinnunen, Finlands miljöcentral Havscentrum Erik Palméns plats 1, PB 140, 00251 Helsingfors fornamn.efternamn@ymparisto.fi Jere Riikonen: 040 182 3311 Kirsi Hyvärinen: 040 182 3176 Tanja Kinnunen: 040 182 3189				
EVA-G HELCOM-övervakningens bottenfaunaprovtagare 1-3 st				
Forskare Heta Rousi, Finlands miljöcentral, Mechelingsgatan 34a, Havscentrum, PB 140, 00251 Helsingfors heta.rousii@ymparisto.fi 0400 148 835  Forskningsbiträde Marko Jaale, Finlands miljöcentral Havscentrum Erik Palméns plats 1, PB 140, 00251 Helsingfors marko.jaale@ymparisto.fi 040 182 3181  Forskare Katriina Könönen, Finlands miljöcentral, Havscentrum, PB 140, 00251 Helsingfors Address: Erik Palméns plats 1, P.O.BOX 140, 00251 Helsinki katriina.kononen@ymparisto.fi 0400508591				



De viktigaste fartygsaktörerna (baserat på uppgifter från 31.3.2012):

<b>SYKES forskningsfartyg Aranda och Muikku</b>	<b>Marinens kombinationsfartyg Louhi</b>	<b>Helsingfors universitets forskningsfartyg Saduria, J.A. Palmén och Clupea</b>	<b>Gränsbevakningsväsendets fartyg och båtar</b>	<b>Sjöräddningssällskapets båtar</b>
Utvecklingschef Juha Flinkman Finlands miljöcentral Havsentrum Mechelingatan 34 a, PB 140, 00251 Helsingfors Juha.Flinkman@ymparisto.fi 040 750 3911	Överinspektör Jukka Pajala Finlands miljöcentral Havsentrum Mechelingatan 34 a, PB 140, 00251 Helsingfors jukka.pajala@ymparisto.fi 0400 920 922	Forsknings tekniker Veijo Kinnunen Helsingfors universitet, Tvärminne zoologiska station J.A. Palméns väg 260, 10900 Hangö veijo.kinnunen@helsinki.fi 0400 445 832	Kommandörkapten Tom Lundell Inrikesministeriet, Staben för Gräns- bevakningsväsendet Sjösäkerhets- och sjöräddningsenheten Högbergsgatan 21, 00131 Helsingfors com.lundell@ raja.fi 0718721152	Teknisk chef Lasse Kämäräinen Finlands Sjöräddningssällskap, Kalliolinnavägen 4, 00140 Helsingfors lasse.kamarainen@meripelastus.fi 0207416033

Kontaktuppgifter till stödverksamheten (baserade på uppgifter från 31.3.2012):

<b>Meteorologiska institutets oljespridningsmönster</b>	<b>Gränsbevakningsväsendets observationer från luften</b>	<b>VELMUs habitatdata</b>	<b>Centralkriminalpolisens kontaktperson</b>	<b>Kontaktperson för WWF:s fältverksamhet</b>
Kontaktperson gruppchef Jari Haapala, Havets dynamik och modellering Meteorologiska institutet Erik Palméns plats 1, PB 503 00101 Helsingfors jari.haapala@fmi.fi 09 1929 6406	Kontaktperson kommandörkapten Tom Lundell Inrikesministeriet, Staben för Gränsbevakningsväsendet, nta. Sjösäkerhets- och sjöräddningsenheten, PB3 Högbergsgatan 21, 00131 Helsingfors tom.lundell@raja.fi 0718721152	Specialforskare Kirsi Kostamo Finlands miljöcentral Havsentrum Mechelingatan 34 a, 00251 Helsingfors kirsi.kostamo@ymparisto.fi 0400148656	Kriminalkemist Niina Viitala Centralkriminalpolisens Kriminaltekniska laboratoriet PB 285, 01301 Vanda Niina.Viitala@polisi.fi 071 878 6325	Havsexpert Vanessa Klötzer Fågelviksgatan 10 00500 Helsingfors Vanessa.Klotzer@wwf.fi 0407630000
<b>Oljebekämpningens kontaktperson</b>	<b>BORIS-gränssnittets kontaktperson</b>			
Yt-gruppens ledare överinspektör Heli Haapasaari Finlands miljöcentral Havsentrum Mechelingatan 34 a, 00251 Helsingfors heli.haapasaari@ymparisto.fi 040 179 3050	Överinspektör Meri Hietala Finlands miljöcentral Havsentrum Mechelingatan 34 a, 00251 Helsingfors meri.hietala@ymparisto.fi 040 534 1960			

Kontaktuppgifter till laboratorier (baserade på uppgifter från 31.3.2012):

<b>SYKES forsknings- och innovationslaboratorium</b>	<b>Metropolilab</b>
Enhetschef, Pirjo Sainio, Finlands miljöcentral Hålkansäkersvägen 6, PB 140, 00251 Helsingfors pirjo.sainio@ymparisto.fi 0400 963 995	Kemist, Juhani Airo, Metropolilab Viikinkaari 4, 00790 Helsingfors juhani.airo@metropolilab.fi 010 391 3431

## PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)			Datum December 2012
Författare	Heta Rousi och Harri Kankaanpää (red.)			
Publikationens titel	<b>Ekologiska konsekvenser av oljeskador på Östersjön; Finlands nationella handlingsplan</b>			
Publikationsserie och nummer	Miljöförvaltningens anvisningar 6sv/2012			
Publikationens tema	Natur			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt				
Sammandrag	<p>Olja som hamnat i havet till följd av oljeskador orsakar direkta och långvariga ändringar hos organismer och i den abiotiska miljön. Denna publikation är den första nationella, gemensamma handlingsplanen för situationer med omfattande oljeföroreningar. I rapporten har en arbetsgrupp bestående av forskare, experter och myndigheter samlat de väsentliga kunskaperna från idag om oljans marinekologiska konsekvenser samt om oljeutredningar och -provtagningar. Arbetsgruppen delar tydligt upp ansvarsområdena inom utredningens verksamhetskedja. Föremålet för undersökningen är mineraloljornas konsekvenser.</p> <p>I samband med oljeskador har man upptäckt att oljeföreningarna påverkar biota utanför det synligt förorenade området. Därför innehåller denna handlingsplan praktiska anvisningar om utredningen av oljans ekologiska konsekvenser i oljeskadesituationer oavsett omfattning och utanför oljeskadans huvudsakliga verkningsområde. Utöver utredningarna i det akuta stadiet är det nödvändigt att följa upp oljans långsiktiga effekter och halter.</p> <p>Östersjön är en mycket känslig marin region. Antalet fartygsoljeskador i området har minskat de senaste årtiondena bland annat tack vare åtstramade krav på fartygens skick, hårdare bestraffningar för utsläpp, övervakning och fartygsstrafikens routingsystem. Samtidigt har dock fartygsstrafiken ökat kraftigt. Antalet oljetransporter i Finska viken nästan tiodubblades mellan 1995 och 2010, och ökningen förväntas fortgå när Ryssland öppnar nya oljeterminaler och utökar kapaciteten i sina befintliga terminaler. Betydande mängder olja kan också rinna ut i havet från ett objekt vid kusten, till exempel en industrianläggning.</p> <p>Denna handlingsplan är avsedd som en guide i oljeskadesituationer för myndigheter som ansvarar för utredningen av oljans marinekologiska konsekvenser i Finland. Publikationen består av tre delar: i delen med bakgrundsinformation (del A) granskas följderna av oljeolyckor i den marina naturen och de allmänna förfaranden som krävs enligt konsekvensutredningen, i verksamhetsdelen (del B) beskrivs steg för steg de åtgärder som vidtas i en oljeskadesituation och den tredje delen (del C) tar upp behoven av ytterligare utredningar gällande bakgrundshalterna av olja i det marina ekosystemet. Del B är enkel att använda som en ren instruktion.</p>			
Nyckelord	oljeskada, påverkningsstudie, Östersjö, handlingsplan, oljehalt, oljeföreningar			
Finansiär/ uppdragsgivare				
	ISBN	ISBN 978-952-11-4130-0 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1653 (online)
	Sidantal 92	Språk Svenska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution				
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE) PB 140, 00251 Helsingfors Tfn. +358 20 610 123 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi, www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år				

## KUVAILULEHTI

<i>Julkaisija</i>	Suomen ympäristökeskus (SYKE)			<i>Julkaisu-aika</i> Joulukuu 2012
<i>Tekijä(t)</i>	Heta Rousi ja Harri Kankaanpää (toim.)			
<i>Julkaisun nimi</i>	<b>Ekologiska konsekvenser av oljeskador på Östersjön; Finlands nationella handlingsplan</b> (Itämerellä tapahtuvien öljyvahinkojen ekologiset seuraukset; Suomen kansallinen toimintasuunnitelma)			
<i>Julkaisusarjan nimi ja numero</i>	Ympäristöhallinnon ohjeita 6sv/2012			
<i>Julkaisun teema</i>	Luonto			
<i>Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut</i>				
<i>Tiivistelmä</i>	<p>Öljyvahinkojen seurauksena mereen päässyt öljy aiheuttaa eliöissä ja elottomassa ympäristössä välittömiä ja pitkäaikaisia muutoksia. Tämä julkaisu on ensimmäinen kansallinen, yhtenäinen toimintasuunnitelma laajamittaisia öljyvahinkotilanteita varten. Raportissa tutkijoista, asiantuntijoista ja viranomaisista koostuva työryhmä on koonnut yhteen olennaisen nykytiedon öljyn meriekologisista vaikutuksista, tutkimuksesta ja näytteenotosta sekä jakaa selkeästi vastuualueet tutkimuksen toimintaketjussa. Tarkastelun kohteena ovat mineraaliöljyjen aiheuttamat vaikutukset.</p> <p>Öljyvahinkojen yhteydessä on havaittu, että öljy-yhdisteiden vaikutukset eliöstöön ulottuvat näkyvästi saastuneen alueen ulkopuolelle ja siksi tämä toimintasuunnitelma antaa ohjeet öljyn ekologisten vaikutusten tutkimukseen käytännössä kaiken suuruisissa öljyvahinkotilanteissa ja öljyvahingon päävaikutusalueen ulkopuolella. Akuuttivaiheen tutkimuksien lisäksi öljyn pitkäaikaisten vaikutusten ja pitoisuuksien seuranta on tarpeellista.</p> <p>Itämeri on erittäin herkkä merialue. Alusöljyvahinkojen määrä on alueella pienentynyt viime vuosikymmenten aikana muun muassa tiukentuneista alusten kuntovaatimuksista, koventuneista päästörangaistuksista, valvonnasta ja alusliikenteen reititysjärjestelmistä johtuen, samalla kun alusliikenteen määrä on kuitenkin lisääntynyt voimakkaasti. Suomenlahden öljykuljetusmäärä kasvoi vuosien 1995 ja 2010 välisenä aikana lähes kymmenkertaiseksi ja kasvun odotetaan jatkuvan yhä, kun Venäjä avaa uusia öljyterminaaleja ja kasvattaa olemassa olevien terminaaliensa kapasiteettia. Mereen saattaa joutua huomattavia määriä öljyä myös rannikolla sijaitsevasta kohteesta, kuten teollisuuslaitoksesta.</p> <p>Tämä toimintasuunnitelma on tarkoitettu oppaaksi öljyvahinkotilanteeseen niille viranomaisille, jotka vastaavat öljyn meriekologisten vaikutusten tutkimisesta Suomessa. Julkaisu jakautuu kolmeen osioon: taustatietoja sisältävässä osassa (osa A) tarkastellaan öljyvahingon seurauksia meriluonnossa ja vaikutusselvityksen vaatimia menettelyitä yleisellä tasolla, toimintaosiossa (osa B) kuvataan vaihe vaiheelta ne toimenpiteet, jotka käynnistetään öljyvahinkotilanteessa ja kolmannessa osiossa (osa C) tuodaan esiin tarpeet lisäselvityksistä koskien meriekosysteemissä olevan öljyn taustapitoisuuksia. Teoksen B-osaa voidaan käyttää yksinkertaisesti pelkkänä toimintaohjeena.</p>			
<i>Asiasanat</i>	Öljyvahinko, vaikutustutkimus, Itämeri, toimintasuunnitelma, öljypitoisuus, öljy-yhdisteet			
<i>Rahoittaja/ toimeksiantaja</i>				
	ISBN	ISBN 978-952-11-4130-0 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1653 (verkkoi.)
	Sivuja 92	Kieli Ruotsi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis.alv 8 %)
<i>Julkaisun myynti/ jakaja</i>				
<i>Julkaisun kustantaja</i>	Suomen ympäristökeskus (SYKE) PL 140, 00251 HELSINKI Puh. 020 610 123 Sähköposti: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a> , <a href="http://www.ymparisto.fi/syke">www.ymparisto.fi/syke</a>			
<i>Painopaikka ja -aika</i>				

## DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)			<i>Date</i> December 2012
<i>Author(s)</i>	Heta Rousi and Harri Kankaanpää (Eds.)			
<i>Title of publication</i>	<b>Ekologiska konsekvenser av oljeskador på Östersjön; Finlands nationella handlingsplan</b> (The ecological effects of oil spills in the Baltic Sea – the national action plan of Finland)			
<i>Publication series and number</i>	Environmental Administration Guidelines 6sv/2012			
<i>Theme of publication</i>	Nature			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>				
<i>Abstract</i>	<p>When oil enters the sea as a result of an oil spill it causes both immediate and long-term changes in the biotic and abiotic environments. This publication is the first uniform Finnish national plan of action in the case of large-scale oil pollution incidents. For this report, a working group comprising researchers, experts and authorities has compiled essential current information on the impact of oil on marine ecology as well as guidelines on how to conduct research and sampling. Furthermore, the areas of research responsibilities have been clearly defined. The focus of this report is on the impact of mineral oils.</p> <p>It has been found in connection with earlier oil spills that the impacts of petroleum hydrocarbons on living organisms extend beyond the visibly polluted area. This action plan therefore provides instructions on how to survey the ecological impacts of oil irrespective of the extent of the oil spill, and covering areas beyond the main affected area. In addition to acute-stage research, monitoring of long-term effects and oil levels is also necessary.</p> <p>The Baltic Sea is a particularly vulnerable sea area. The number of oil spills caused by vessels has decreased over the past decades due to tighter requirements regarding vessel condition, strict sanctions on spills and improved overall surveillance and route planning, while the amount of vessel traffic has significantly increased. Over the period from 1995 to 2010, oil transport in the Gulf of Finland increased nearly 10-fold, and this trend is expected to continue as Russia opens new oil terminals and increases the capacity of its existing terminals. Furthermore, it is possible that significant amounts of oil enter the sea from onshore sources, such as industrial plants.</p> <p>This action plan aims to provide guidelines in case of an oil spill for the Finnish authorities responsible for studying the impacts of oil on the marine ecosystems in Finland. The publication is divided into three sections: Section A contains general background information on the impacts of oil spills on the marine environment and approaches required to carry out the impact studies; Section B describes step-by-step instructions on how to initiate the necessary procedures in case of an oil spill; and in Section C, the need for further study on baseline oil levels in marine ecosystems is discussed. Section B may be used as a standalone guide.</p>			
<i>Keywords</i>	oil spill, impact research, Baltic Sea, action plan, mineral oil content, compounds of mineral oil			
<i>Financier/ commissioner</i>				
	ISBN	ISBN 978-952-11-4130-0 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1653 (online)
	<i>No. of pages</i> 92	<i>Language</i> Engelska	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i>
<i>For sale at/ distributor</i>				
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE) P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Tel. +358 20 610 123, fax +358 20 490 2190 Email: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a> , <a href="http://www.environment.fi/syke">www.environment.fi/syke</a>			
<i>Printing place and year</i>				



Olja som hamnat i havet till följd av oljeskador orsakar direkta och långvariga ändringar hos organismer och i den abiotiska miljön. Denna publikation är den första nationella, gemensamma handlingsplanen för situationer med omfattande oljeföroreningar. I rapporten har en arbetsgrupp bestående av forskare, experter och myndigheter samlat de väsentliga kunskaperna från idag om oljans marinekologiska konsekvenser samt om oljeutredningar och -provtagningar. Arbetsgruppen delar tydligt upp ansvarsområdena inom utredningens verksamhetskedja. Föremålet för undersökningen är mineraloljornas konsekvenser. I samband med oljeskador har man upptäckt att oljeföroreningarna påverkar biota utanför det synligt förorenade området. Därför innehåller denna handlingsplan praktiska anvisningar om utredningen av oljans ekologiska konsekvenser i oljeskadesituationer oavsett omfattning och utanför oljeskadans huvudsakliga verkningsområde. Utöver utredningarna i det akuta stadiet är det nödvändigt att följa upp oljans långsiktiga effekter och halter.

